

Adwiraah

Bioressourceninventur – Analyse von Stoffströmen zur Bestimmung urbaner Biomassepotenziale in einem Geoinformationssystem (GIS)

Hamburger Berichte

Band 41

Herausgegeben von
Prof. Dr.-Ing. Kerstin Kuchta

Bioressourceninventur

Analyse von Stoffströmen zur Bestimmung urbaner Biomassepotenziale in einem Geoinformationssystem (GIS)

Vom Promotionsausschuss der
Technischen Universität Hamburg-Harburg
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)

genehmigte Dissertation

von
Helmut Adwiraah

aus
Hamburg

2015

Gutachter:

Prof. em. Dr.-Ing. Rainer Stegmann

Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert

Prof. Dr.-Ing. Kerstin Kuchta

Vorsitzender des Prüfungsausschusses:

Prof. Dr.-Ing. Ralf Otterpohl

Tag der mündlichen Prüfung:

17. Juni 2015

Bibliografische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

Helmut Adwiraah

Bioressourceninventur – Analyse von Stoffströmen zur Bestimmung urbaner Biomassepotenziale in einem Geoinformationssystem (GIS)

Stuttgart: Ingenieurgruppe RUK GmbH, 2015

(Hamburger Berichte; Bd. 41)

Alle Rechte vorbehalten.

Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Verlages gestattet.

© 2015 Ingenieurgruppe RUK GmbH, Stuttgart

Druck: Buch- & Offsetdruckerei Stubbemann GmbH, Hamburg

Papier: hergestellt aus 100% chlorfrei gebleichten Faserstoffen

ISBN 978-3-9817572-0-0

VORWORT

Die Abfallwirtschaft steht weiter vor großen Herausforderungen: es gilt, die nicht vermiedenen Abfälle so weit wie möglich wieder zu verwerten, sodass die zu entsorgenden Restmengen immer weiter verringert werden. Darüber hinaus soll die Abfallwirtschaft einen Beitrag zum Klimaschutz und – wenn eine stoffliche Verwertung nicht möglich/sinnvoll ist – auch zur Energiebereitstellung leisten. Um diesen Aufgaben gerecht zu werden, müssen die Mengen und die Qualitäten aller Abfallstoffe bekannt sein.

Es ist besonders schwierig, die organischen Abfallmengen – wie z.B. Gras- und Strauchschnitt – in einem Einzugsgebiet zu prognostizieren, da sich diese im Verlauf eines Jahres sowohl in Qualität als auch Menge deutlich ändern. Um eine Behandlungsanlage zu dimensionieren, müssen jedoch diese Daten jahreszeitabhängig möglichst exakt bekannt sein. Da z.Zt. meistens nur ein Teil der Garten- und Grünabfälle erfasst wird, besteht noch ein relativ großes Potential an verwertbaren Bioabfällen.

Herr Dr.-Ing Helmut Adwiraah hat sich die schwierige Aufgabe gestellt, Bioressourcenpotentiale eines Planungsgebietes mit möglichst einfachen Methoden so exakt wie möglich/sinnvoll zu prognostizieren. Zu diesem Thema hat er auf der Basis von Einwohnerdaten, Katasterplänen und Luftbildaufnahmen sowie geodatenbasierten Informationssystemen einen wesentlichen Beitrag geleistet.

Wie in den meisten Fällen liegen die Probleme auch bei diesem Thema im Detail: wie können z.B. die produzierten Grasmengen im Verlauf eines Jahres abgeschätzt werden, da diese u.a. von der Rasendüngung, der Schnittfrequenz, der Bewässerungsintensität und der Temperatur abhängig sind? Herr Adwiraah hat u.a. einen deutlich verbesserten Schätzwert für die mittlere Grasproduktion erarbeitet.

Dank dieser ausgezeichneten Arbeit von Herrn Dr.-Ing. Helmut Adwiraah stehen der Fachwelt neue/modifizierte Methoden und Daten zur Prognose der Bioressourcen in einem Planungsgebiet zur Verfügung.

Hamburg, im Juli 2015

Prof. em. Dr.-Ing. Rainer Stegmann

DANKSAGUNG

Prof. em. Dr.-Ing. Rainer Stegmann danke ich für die zielgerichtete Betreuung meiner Arbeit sowie seine wertvollen Anregungen und Ratschläge. Mein Dank gilt Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert für sein Interesse an meiner Arbeit und die Übernahme des Koreferats. Ebenso danke ich meiner Drittgutachterin Prof. Dr.-Ing. Kerstin Kuchta für die sachkundige und erfahrene Unterstützung und die fachlichen Diskussionen sowie für die Freiheit, die sie mir während des gesamten Forschungsprojektes gewährte. Prof. Dr.-Ing. Ralf Otterpohl danke ich für den Vorsitz des Prüfungsausschusses.

Mein besonderer Dank gilt Frau PD Dr.-Ing. habil. Ina Körner für das entgegengebrachte Vertrauen und die Möglichkeit in diesem innovativen und interessanten Forschungsprojekt mitzuarbeiten, welches die Grundlage für dieses spannende und herausfordernde Promotionsthema bildete.

Ich danke außerdem der Stadtreinigung Hamburg, insbesondere Herrn Dr. Stefan Lübben, Frank Gugat und seinem Team, Frau Dr. Anke Boisch, Nils Dunkel und Gerald Kahrmann sowie der STR Stadtteilreinigungs GmbH für die Unterstützung bei den Abfallsortierungen und die Bereitstellung von Daten und Infrastruktur.

Weiterhin gilt mein Dank allen meinen Kollegen für die vertrauensvolle und freundschaftliche Zusammenarbeit und Hilfsbereitschaft. Mein ganz besonderer Dank gilt Saskia Oldenburg für ihre unermüdliche Unterstützung bei den Abfallsortierungen, den Probenahmen sowie der Planung und der Durchführung des gesamten Forschungsprojekts, was maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beitrug.

Für die Analysen der vielen Proben danke ich dem Laborpersonal, insbesondere Emin Yener für die geduldige und ausdauernde Sortierung der Mittel- und Feinfraktion. Olaf Bade danke ich für das Engagement bei der Bereitstellung leistungsfähiger Computerinfrastruktur für das Geoinformationssystem.

Marco Ritzkowski danke ich herzlich für die hilfreichen wissenschaftlichen Diskussionen, die angenehme Atmosphäre in unserem Büro und die daraus erwachsene Freundschaft.

Ich danke den zahlreichen Studenten, die mich als studentische Mitarbeiter unterstützt und mit ihren studentischen Arbeiten einen wichtigen Beitrag zum Gelingen des Forschungsprojekts beigetragen haben.

Besonderer Dank gilt Wibke Christel für das Denkanstoßgeben und die große Unterstützung in den letzten Zügen der Arbeit, meiner Mutter Eleonore Adwiraah, bei der ich mich für das Korrekturlesen, die Anregungen und die motivierenden Gespräche sehr bedanke und Rena Donsbach, der ich herzlich für die Unterstützung beim Abschluss dieser Arbeit danke.

Ganz besonders danke ich Maja Adwiraah für ihr Verständnis, das Zuhören, den Rückhalt und die Motivation. Vielen lieben Dank dafür!

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis	iii
Tabellenverzeichnis.....	vii
Abkürzungsverzeichnis	xi
Formelzeichen	xiv
1 Einleitung	1
2 Bioressourcenpotenziale von urbanen Gebieten	5
3 Geoinformationssystem zur Potenzialermittlung.....	9
4 Systemanalyse	13
4.1 Ausgabewerte	14
4.1.1 Bioressourcen	14
4.1.2 Potenzialbegriff	19
4.1.3 Verwertungsrelevante Parameter	21
4.2 Einflussfaktoren und Berechnungsparameter	24
4.2.1 Statistiken und Daten der Verwaltung und von Entsorgungsunternehmen.....	24
4.2.2 Literaturdaten	25
4.2.3 Befragungen, Umfragen, Fragebögen	25
4.2.4 Abfallsortieranaysen	25
4.2.5 Auswertung von Luftbildern	26
4.2.6 Geoinformationssysteme (GIS).....	26
4.3 Eingangsparameter	27
4.3.1 Rasterdaten	27
4.3.2 Vektordaten	28
4.3.3 Siedlungsstrukturen	33
4.4 Zusammenfassung Systemanalyse	37
5 Methoden der Datenerhebung	39
5.1 Auswertung der digitalen Geodaten.....	39
5.1.1 Einwohner und Gebäudetypen, Siedlungsstrukturen	39
5.1.2 Ermittlung der privaten Gartenflächen anhand des Liegenschaftskatasters.....	46
5.1.3 Ermittlung der Gartenstrukturen anhand von Luftbildern.....	48
5.1.1 Abfallbehälter und -standorte.....	50
5.1.2 Sonstige Gebäude und Flächen	51
5.2 Eigene Abfallsortierung	52
5.2.1 Durchführung	54
5.2.2 Schichtung und Stichprobenumfang	58
5.3 Auswertung bereits vorhandener Sortierungen	64
5.4 Ermittlung der Rasenschnittmengen in dem Garten eines Einfamilienhauses.....	65
5.5 Fragebögen und Befragungen	66
6 Organische Abfälle aus privaten Haushalten	68
6.1 Mengen und Zusammensetzung aus Statistikdaten.....	69
6.2 Verwertungsrelevante Parameter	71
6.3 Fragebögen an Privathaushalte in ausgewählten Straßenzügen.....	73

6.3.1	Eigenkompostierung von Lebensmittelabfällen	75
6.3.2	Eigenkompostierung von Gartenabfällen	76
6.4	Ergebnisse der eigenen Abfallsortierungen	77
6.4.1	Abfallmengen der Restabfalltonnen	77
6.4.2	Gesamt Mengen der Biotonnen	80
6.4.3	Garten- und Lebensmittelabfälle in der Mittelfraktion	84
6.4.4	Jahreszeitliche Verteilung	88
6.4.5	Aufteilung in Speisereste, Zubereitungsreste, originale und verpackte Lebensmittelabfälle	89
6.4.6	Fehleranalyse	91
6.5	Lebensmittelabfälle aus privaten Haushalten	94
6.5.1	Auswertung bestehender Abfallsortierungen	99
6.5.2	Mengen der durch Eigenkompostierung entsorgten Lebensmittelabfälle	104
6.5.3	Diskussion	106
6.6	Gartenabfälle aus Privathaushalten	119
6.6.1	Rasenschnitt	121
6.6.2	Gartenabfälle von Einfamilien- und Doppelhäusern im Rest- und Bioabfall ..	126
6.6.3	Gartenstrukturen	135
6.6.4	Rasenschnittmengen unter Ausschluss der Behälter ohne Rasenschnitt	139
6.6.5	Verifikation der Daten	141
6.6.6	Mengen der durch Eigenkompostierung entsorgten Gartenabfälle	142
6.6.7	Fehleranalyse	144
6.6.8	Diskussion	146
6.6.9	Parameter für die GIS-basierte Bioressourceninventur für Privathaushalte	154
7	GIS-basierte Bestimmung der organischen Reststoffe von Privathaushalten	158
7.1	Lebensmittelabfallpotenziale im Bezirk Bergedorf	159
7.1.1	Einwohnerzahlen und Wohnbevölkerungsverteilung im GIS	159
7.1.2	Bestimmung der Parameter der Lebensmittelabfallpotenziale	162
7.1.3	Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale im GIS	164
7.2	Gartenabfälle	167
7.2.1	Flurstücke mit EFH, DH und RH Bebauung	168
7.2.2	Anpassung der Berechnungsparameter	172
8	Weitere organische Abfälle	174
8.1	Bioressourcen von öffentlichen und anderen Grünflächen	175
8.2	Bioressourcen von Verkehrsflächen	175
8.3	Bioressourcen aus der Landschaftspflege	178
9	Zusammenfassung	181
9.1	GIS-basierte Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale	185
9.2	GIS-basierte Bestimmung der Gartenabfallpotenziale	190
10	Fazit und Ausblick	199
11	Literatur	201
Anhang		214

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: System zur GIS-basierten Bioressourceninventur	13
Abbildung 2: Kardinalitäten der Herkunftsarten, der Bioressourcenkategorien und der Substratströme	17
Abbildung 3: 1:n Kardinalitäten beispielhaft für Halmgut von Landschaftspflegeflächen und landwirtschaftlichen Grünflächen	18
Abbildung 4: Definition des Potenzialbegriffs (adaptiert nach Thrän et al. 2010)	20
Abbildung 5: Abbaubarkeit von organischen Stoffen (nach Ottow 1997)	22
Abbildung 6: Übersicht des Systems zur GIS-basierten Bioressourceninventur	37
Abbildung 7: Baublöcke in Bergedorf in dicht und dünn besiedelten Gebieten	40
Abbildung 8: Baublock mit Flurstücken und Gebäuden aus dem Liegenschaftskataster	41
Abbildung 9: Gebäude der DSGK mit Objektschlüsseln und der Geschosszahl	42
Abbildung 10: Ermittlung der unbebauten Fläche durch ausschneiden (<i>ERASE</i>) der Gebäudegrundflächen (Adwiraah et al. 2012)	47
Abbildung 11: Bei der Klassifizierung fehlerhaft entfernte Flurstücke und unbebaute Flächen nach Abzug der Gebäudeflächen	48
Abbildung 12: Manuelle Ermittlung der Gartenstruktur	49
Abbildung 13: Anteil der unterschiedlichen Behältergrößen für Restabfall am Gesamtvolumen der jeweiligen Bebauungsstruktur	59
Abbildung 14: Anteil der unterschiedlichen Behältergrößen für Bioabfall am Gesamtvolumen der jeweiligen Bebauungsstruktur	60
Abbildung 15: Grundstück zur Ermittlung der Rasenschnittmenge mit eingezeichneten Rasenflächen	66
Abbildung 16: Biotonnenvolumen und Eigenkompostierung der EFHmB in Abhängigkeit der Gartengröße	74
Abbildung 17: Anteile der Eigenkompostierung betreibenden Haushalte in Abhängigkeit des Biotonnenvolumens	75
Abbildung 18: Durchschnittliche Gartengrößen in Abhängigkeit der Entsorgung von Gartenabfällen in der Restabfalltonne	75
Abbildung 19: Anteil der Eigenkompostierung (EK) der Küchenabfälle betreibenden Haushalte in EFH und DHH mit Biotonne (EFHmB) und ohne Biotonne (EFHoB) und weiterer genutzter Entsorgungswege Biotonne (Bio), Restabfalltonne (Rest) sowie keine Eigenkompostierung betreibende Haushalte (EK 0 %) und Haushalte, die all ihre Küchenabfälle in der Restabfalltonne entsorgen	76
Abbildung 20: Vergleich der Mengen der Restabfalltonnen der eigenen Sortierungen und der Sortierungen für gesamt Hamburg 2008	78
Abbildung 21: Restabfallmengen der Mehrfamilienhäuser (MFH) mit und ohne Biotonne (mB / oB) und Reihenhäuser mit Biotonne (RHmB) im Jahresvergleich	79

Abbildung 22: Restabfallmengen der Einfamilienhäuser (EFH) mit (mB) und ohne (oB) Biotonne im Jahresvergleich	80
Abbildung 23: Bioabfallgesamtmengen für Einfamilien- und Doppelhäuser (EFH), Mehrfamilienhäuser (MFH) und Reihenhäuser (RH) der eigenen Sortierungen und nach Krogmann (1994)	80
Abbildung 24: Bioabfallmenge im Jahresverlauf für die unterschiedlichen Bebauungsstrukturen Zusammensetzung des Restabfalls und des Bioabfalls	81
Abbildung 25: Anteile und durchschnittliche Zusammensetzung der Organik im Restabfall der unterschiedlichen Bebauungsstrukturen	82
Abbildung 26: Zusammensetzung des Restabfalls je Einwohner	83
Abbildung 27: Zusammensetzung und Mengen der Biotonnenabfälle	83
Abbildung 28: Gegenüberstellung der Lebensmittelabfallanteile im Restabfall der EFH in der Grob- und Mittelfraktion	86
Abbildung 29: Gegenüberstellung der Lebensmittelabfallanteile im Bioabfall der EFH in der Grob- und Mittelfraktion	87
Abbildung 30: Jahreszeitliche Verteilung der Lebensmittelabfälle der EFH und DH ohne Biotonne (oB) und mit Biotonne inklusive Mengen in der Biotonne (mB+Bio)	89
Abbildung 31: Jahreszeitliche Verteilung der Lebensmittelabfälle der MFH und RH	89
Abbildung 32: Anteile der einzelnen Fraktionen des Lebensmittelabfalls (LA) mit den Schwankungsbreiten der unterschiedlichen Bebauungsstrukturen	90
Abbildung 33: Berechnete Lebensmittelabfallmengen (LA)	99
Abbildung 34: Lebensmittelabfallmenge im Restabfall je EW und Woche in verschiedenen Sortierungen mit und ohne Biotonne im Vergleich	100
Abbildung 35: Berechnete Lebensmittelabfallmengen aus den Abfallsortierungen	101
Abbildung 36: Aus den eigenen (IUE) und den Sortierungen der SRH (2008 und 2011) berechnete Lebensmittelabfallmenge im Restabfall für verschiedene Siedlungsstrukturen mit Biotonne (mB) und ohne (oB) Biotonne	102
Abbildung 37: Aus den eigenen Sortierungen berechnete Gesamtlebensmittelabfallmenge aufgeteilt in Bio- und Restabfall nach Bebauungsstrukturen	103
Abbildung 38: Berechnete Lebensmittelabfallmengen aus verschiedenen Abfallsortierungen	103
Abbildung 39: Über die Fragebögen abgeschätzte Menge von den Haushalten ohne Biotonne kompostierter Lebensmittelabfälle (LA)	104
Abbildung 40: Berechnete Lebensmittelabfallmenge im Restabfall der EFH in Hamburg (SRH) und in Bergedorf (IUE)	110
Abbildung 41: Anteil der Eigenkompostierer in Abhängigkeit der Gartengröße nach Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2006)	113

Abbildung 42: Berechnete technische Lebensmittelabfallpotenziale für Mehrfamilienhäuser (MFH), Großwohnanlagen (GWA) und Ein- und Zweifamilienhäuser (EFH).....	113
Abbildung 43: Mittlere Schnittgutmenge über alle Grasarten und -sorten in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung nach Gesamt-Hochschule Paderborn-Soest (1998, zit. nach Bocksch 2006).....	121
Abbildung 44: Wachstumsverlauf von Rasen nach Hope & Schulz (1983) und normierte Aufwuchsmengen nach Nonn et al. (2006) und eigenen Untersuchungen sowie der Mittelwert.....	124
Abbildung 45: Jahreszeitlicher Verlauf der Rasenschnittmenge. Mittelwert nach Nonn et al. (2006) und eigenen Verwiegungen	125
Abbildung 46: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle in der Biotonne	126
Abbildung 47: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle im Restabfall der EFH Haushalte ohne Biotonne.....	126
Abbildung 48: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle im Restabfall der EFH Haushalte mit Biotonne unter Annahme der gleichen Verteilung wie in der Biotonne	127
Abbildung 49: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle in Rest- und Bioabfall für EFH Haushalte mit Biotonne unter Annahme der gleichen Verteilung wie in der Biotonne	128
Abbildung 50: Linear hochgerechnete jahreszeitliche Mengenverteilung der Gartenabfälle im Rest- und Bioabfall	129
Abbildung 51: Mengen der Bioabfallsammlung im Bezirk Bergedorf im Durchschnitt 2005 - 2010 und 2010.....	130
Abbildung 52: Mengen und jahreszeitliche Zusammensetzung der Gartenabfälle bezogen auf die Grünflächen und durchschnittlicher Verlauf der Rasenschnittmenge (MW Nonn IUE).....	130
Abbildung 53: Mengen und jahreszeitliche Zusammensetzung der Gartenabfälle bezogen auf die unbebaute Fläche.....	131
Abbildung 54: Jahreszeitlicher Verlauf der Bioabfälle außer Rasenschnitt bezogen auf die Grünflächen ohne Rasenflächen.....	133
Abbildung 55: Jahreszeitlicher Verlauf der im Durchschnitt in der Biotonne gefundenen Rasenschnittmengen bezogen auf die jeweilige Rasenfläche	133
Abbildung 56: Gartenaufteilung aus projects energy (2009), Auswertung von Fragebögen und eigener Luftbilddauswertung.....	136
Abbildung 57: Vegetationsanteile von EFH Gärten in Abhängigkeit der Grundstücksgröße	137
Abbildung 58: Anteil der Rasenflächen an der Gesamtgartenfläche aus der manuellen Luftbilddauswertung	138

Abbildung 59: Anteil der Grünflächen ohne Rasen an der Gesamtfläche aus manueller Luftbilddauswertung	138
Abbildung 60: Zur Bestimmung des Rasenertrags verwendete Haushalte (Gärten) und deren minimaler und maximaler Ertrag für die Varianten 1 – 3	140
Abbildung 61: Seitenansicht und Draufsicht eines Baumes	146
Abbildung 62: Aus der Auswertung von Luftbildern (DOP10) von 79 Grundstücken ermittelte durchschnittliche Aufteilung der offiziell unbebauten Flächen in den Gärten von Privathaushalten im Bezirk Bergedorf	148
Abbildung 63: Einwohnerverteilung in Baublöcken im Bezirk Bergedorf Ende 2009	160
Abbildung 64: Einwohner in Bebauungsstrukturen 1-4 je Baublock	161
Abbildung 65: Verteilung der Einwohner eines Baublocks (BBEW) auf die MFH auf Basis der Anteile der GfI der einzelnen Gebäude (GGFIBB)	162
Abbildung 66: Vorgehensweise zur Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale aus Abfallsortieranalysen	163
Abbildung 67: Flächengrößen Reihenhäuser	165
Abbildung 68: Flächengrößen EFH DH.....	165
Abbildung 69: Verteilung der Lebensmittelabfallpotenziale in der Biotonne anhand der Einwohner und Gebäudearten	166
Abbildung 70: Unbebaute Fläche der Flurstücke mit EFH, DH oder RH Bebauung	169
Abbildung 71: Ermittlung der Gesamtfläche und der unbebauten Fläche eines Flurstücks ..	169
Abbildung 72: Jahreszeitlicher Verlauf der Mengen und Zusammensetzung des Gartenabfalls	172
Abbildung 73: Saisonale Anteile der holzigen Biomasse aus der Baumpflege der Verkehrsflächen	178
Abbildung 74: Biogasausbeuten von Landschaftspflegegras in Abhängigkeit des Erntemonats nach Prochnow et al. (2005)	179
Abbildung 75: 1:n Kardinalitäten der Flächen und Bioressourcen in der Datenbank am Beispiel von Mischgrün aus Privathaushalten	182
Abbildung 76: Aus verschiedenen Abfallsortierungen berechnete Lebensmittelabfallmengen	186
Abbildung 77: Mengen und jahreszeitliche Zusammensetzung der Gartenabfälle bezogen auf die unbebaute Fläche.....	193

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Herkunft, Fraktionen und Stoffströme von Biomasse nach verschiedenen Biomassepotenzialstudien und dem AWP Hamburg (FHH 2007).....	16
Tabelle 2: Vergütung nach EEG (2012) für ähnliche Stoffströme unterschiedlicher Herkunft	18
Tabelle 3: Anaerobe Abbaubarkeit und Zuordnung zu den betrachteten Bioressourcen nach Bekker (2007)	23
Tabelle 4: Spektralkanäle bei der Luftbilderstellung nach AdV(2010) und WVGa (2013)...	28
Tabelle 5: Verfügbares Karten- und Geodatenmaterial und eine Einordnung in die Nutzbarkeit.....	30
Tabelle 6: Eingangsparameter für die Bioressourceninventur	31
Tabelle 7: Herkunft von Biomasse nach Biomassepotenzialstudien und Flächenaufteilung der Hansestadt Hamburg nach projects energy (2009)	32
Tabelle 8: Objektarten der relevanten Nutzungen in ALKIS.....	32
Tabelle 9: Beispiele für Objektarten zur weiteren Differenzierung von Flächen und Objekten nach AdV (2008)	33
Tabelle 10: Siedlungstypenkatalog nach Ziedorn et al. (2008).....	34
Tabelle 11: Unterscheidung der einzelnen Gebietsstrukturen (GS) nach Fricke et al. (1994), basierend auf Gallenkemper et al. (1990).....	35
Tabelle 12: Einteilung der Siedlungsstrukturen nach EP-Kategorien der Hamburger Baubehörde 1988/89 nach ITU (1991).....	36
Tabelle 13: Siedlungsstrukturen der untersuchten Abfallsortieranaysen von JOMA & Witzenhausen-Institut (2008) und Witzenhausen-Institut & JOMA (2000).....	36
Tabelle 14: Verwendete Bezeichnungen (Abkürzungen) für Bebauung und Siedlungsstrukturen.....	37
Tabelle 15: Übersicht der relevanten Eingangsdaten.....	39
Tabelle 16: Objektschlüssel für Nutzungsarten von Wohngebäuden aus dem OSKA des ALK.....	41
Tabelle 17: Durchschnittliche Wohnfläche je Einwohner in den Stadtteilen des Bezirks Bergedorf im Jahr 2009 (Statistik Nord 2010).....	43
Tabelle 18: Gebädefunktionen von Wohngebäuden im Objektbereich Gebäude in ALKIS .	44
Tabelle 19: Attributart "Bauweise" für Wohn- und Garagengebäude in ALKIS.....	45
Tabelle 20: Grundstücke nach der Objektart AX_Bewertung in ALKIS	45
Tabelle 21: Wöchentlich verfügbare Biotonnenvolumen (Quelle: Stadtreinigung Hamburg)	50
Tabelle 22: Anzahl und Volumen der Biotonnen für die Bebauungsstrukturen 1-4 und MFH	50
Tabelle 23: Flurstücke mit EFH, DH und RH mit und ohne Biotonnenanschluss.....	51

Tabelle 24: Übersicht der Biotoptypen nach Brandt & Engelschall (2011)	52
Tabelle 25: Übersicht über die von Lebersorger (2004) und in den Hamburger Abfallsortierungen der Stadtreinigung betrachteten organischen Fraktionen im Restabfall.....	53
Tabelle 26: Übersicht Sortierungen der Bio- und Restabfalltonnen in 2009	55
Tabelle 27: Kriterien zur Festlegung der Sortiergruppen nach JOMA & Witzenhausen- Institut (2008).....	59
Tabelle 28: Untersuchte Sortiergruppen (x) und Anteile am Gesamttonnenvolumen der jeweiligen Bebauungsstruktur (Abdeckung).....	61
Tabelle 29: Anzahl der sortierten Behälter nach Bebauungsstruktur und Gefäßgröße und die jeweilige relative maximale Zufallsabweichung ($\delta_{\Theta,r}$) der Sortiergruppe nach (LfUG Sachsen 1998)	64
Tabelle 30: Für die Datenerhebung relevante Sortierfraktionen der Hamburger Abfallanalysen.....	65
Tabelle 31: Abgefragte Parameter der Befragungen von Privathaushalten im Untersuchungsgebiet und auf dem Recyclinghof in Bergedorf	67
Tabelle 32: Abfallmengen (2010) der organikreichen Fraktionen in Deutschland, Hamburg und Bergedorf.....	70
Tabelle 33: Gesammelte Rest-, Bio- und Gartenabfälle 2010 nach Statistisches Bundesamt (2012) und Brandt & Engelschall (2011).....	71
Tabelle 34: Verwertungsrelevante Eigenschaften aus Literaturangaben (Zusammenfassung aus div. Quellen, siehe Tabelle A2-1 im Anhang)	72
Tabelle 35: Übersicht über die zurückerhaltenen Fragebögen von Privathaushalten (GA = Gartenabfall, LA = Lebensmittelabfall).....	73
Tabelle 36: Vergleich der Lebensmittelabfallanteile in Grob- und Mittelfraktion im Restabfall (EFH) in Bezug auf die Gesamtgartenorganik, die krautige Gartenorganik und unter Ausschluss der verpackten Lebensmittelabfälle	86
Tabelle 37: Aus den Abfallanalysen berechnete Variationskoeffizienten der Lebensmittel- und Gartenabfälle im Abfall für unterschiedliche Bebauungsstrukturen mit und ohne Biotonne	92
Tabelle 38: Aus den Abfallanalysen berechnete relative maximale Zufallsabweichung der Lebensmittel- und Gartenabfälle im Abfall für unterschiedliche Bebauungsstrukturen mit und ohne Biotonne	92
Tabelle 39: Küchenabfallpotenzial verschiedener Literaturquellen.....	94
Tabelle 40: TS-Frachten, die über die Küchenspüle in das Abwasser gelangen, nach Kegebein (2006).....	97
Tabelle 41: Lebensmittelabfälle aus Privathaushalten nach Entsorgungsweg.....	98
Tabelle 42: Anhand der Abfallbehälter ohne Speise- und Zubereitungsreste und Befragungen abgeschätzte Lebensmittelabfallmenge, welche durch Eigenkompostierung verwertet wird	105

Tabelle 43: Abschätzung der Lebensmittelabfallmenge aus Abfallsortierungen gewichtet nach repräsentierten Einwohnern	109
Tabelle 44: Aus den Abfallsortierungen berechnete Lebensmittelabfallmengen von Ein- und Zweifamilienhäusern.....	111
Tabelle 45: Anteil der Eigenkompostierer in Abhängigkeit von der Gartenfläche nach Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2007).....	112
Tabelle 46: Übersicht der Lebensmittelabfallpotenziale.....	114
Tabelle 47: Berechnung der Lebensmittelabfallmenge im Restabfall vor Einführung der Biotonne	117
Tabelle 48: Berechnung der Lebensmittelabfallmenge im Restabfall nach Einführung der Biotonne	118
Tabelle 49: Zusammenfassung der Potenziale von Lebensmittelabfällen (LA) im Rest- und Bioabfall bei vorhandener Biotonne	119
Tabelle 50: Mengenangaben der Grünabfälle in der Literatur	120
Tabelle 51: In Aufwuchsversuchen ermittelte Rasenschnittmengen unter Angabe der Stickstoffdüngung	122
Tabelle 52: Beziehung zwischen einzelnen Fraktionen des Hausmülls und der Art der Bepflanzung der Gartenflächen.....	131
Tabelle 53: Jährliche Mengen über die Biotonne erschließbare Gartenabfälle.....	134
Tabelle 54: Berechnung des notwendigen Stichprobenumfangs für die einzelnen Gartenanteile bei einer maximalen relativen Zufallsabweichung von 10 %.....	137
Tabelle 55: Technisches Potenzial der Rasenschnittmengen für die Varianten 1 – 3 unter Verwendung der Durchschnittswerte von Nonn et al. (2006) und eigenen Untersuchungen	140
Tabelle 56: Gesamtsumme der Volumina der im Oktober 2009 bereit gestellten Biotonnen für Bebauungsstruktur 1-4 und MFH	141
Tabelle 57: Berechnete Gartenabfallmenge von EFH, DH und RH je unbebauter Fläche....	141
Tabelle 58: Über den Anteil der Biotonnennutzer, welche zusätzlich ausschließlich den Recyclinghof zur Entsorgung ihrer Gartenabfälle nutzen, abgeschätzte flächenbezogene Gartenabfallmenge	143
Tabelle 59: Variationskoeffizienten und maximale relative Zufallsabweichung der Einzelfraktionen aus der Bioabfallanalyse nach Bezug auf die jeweilige Gartenfläche.....	144
Tabelle 60: Vergleich der anhand von Literaturdaten für verschiedene Bezugsflächen berechneten Gartenabfallpotenziale für Rasenschnitt und Gehölz (Büsche, Bäume, Hecke)	148
Tabelle 61: Über die Biotonne und sonstige Erntungswege entsorgte Grünabfallmenge im Vergleich mit den in der Literatur angegebenen Mengen.....	149
Tabelle 62: Aus den Biotonnen mit relevanten Rasenschnittmengen berechnete durchschnittliche Rasenschnittmengen pro Jahr (vgl. Kapitel 6.6.4).....	150
Tabelle 63: Zusammenfassung der Jahresmengen (technische Potenziale) aus Abfallsortierungen und Befragungen in Abhängigkeit der Bezugsflächen	151

Tabelle 64: Aus den Abfallsortierungen und Befragungen ermittelte holzige Gartenabfallmengen	152
Tabelle 65: Übersicht der möglichen Berechnungsvarianten im GIS.....	157
Tabelle 66: Check-Liste zur Verwendung von Abfallsortieranalysen zur Bestimmung von Lebensmittelabfallpotenzialen	163
Tabelle 67: Aus der Verteilung der Einwohner in den Baublöcken berechnete Lebensmittelabfallpotenziale	166
Tabelle 68: Vergleichende Berechnung der über die Allsammlung erschließbaren Lebensmittelabfälle	167
Tabelle 69: Vergleichende Berechnung der über die Restabfallsammlung erschließbaren Lebensmittelabfälle	167
Tabelle 70: Berechnung der technischen und über die Abfallsammlung erschließbaren Potenziale des Beispielflurstücks	170
Tabelle 71: Für den Bezirk Bergedorf über unbebaute Flächen, Grünflächen und getrennt nach Rasen und Grün ohne Rasen berechnete Gartenabfallpotenziale von EFH, DH und RH	171
Tabelle 72: Herkunftsflächen der Bioressourcen	174
Tabelle 73: Zusammensetzung von Straßenquerschnitten nach RAS-Q	176
Tabelle 74: Potenziale für holzigen Pflegeschnitt aus der Straßenrandpflege nach Kaltschmitt et al. (2009) und Rommeiß et al. (2006).....	177
Tabelle 75: Potenziale für Grasschnitt aus der Straßenrandpflege nach Kaltschmitt et al. (2009) und Rommeiß et al. (2006)	177
Tabelle 76: Ertragspotenziale verschiedener extensiver Grasflächen.....	179
Tabelle 77: Potenziale der einzelnen Flächenkategorien der Vertraglichen Naturschutzflächen und der Ausgleichsflächen	180
Tabelle 78: Übersicht der Lebensmittelabfallpotenziale.....	188
Tabelle 79: Berechnung der Lebensmittelabfallpotenziale (LA) mit dem aus Abfallanalysen der MFH und GWA ermittelten Mittelwert von $70 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$	189
Tabelle 80: Bezugsflächen im GIS für verschiedene Abfallfraktionen	192
Tabelle 81: Technisches Potenzial der Rasenschnittmengen für die Varianten 1 – 3.....	192
Tabelle 82: Zusammenfassung der Jahresmengen in der Biotonne aus Abfallsortierungen in Abhängigkeit der Bezugsflächen	194
Tabelle 83: Zusammenfassung der Jahresmengen (technische Potenziale) aus Abfallsortierungen und Befragungen in Abhängigkeit der Bezugsflächen	195
Tabelle 84: Übersicht über die Potenziale, die zugehörigen Potenzialparameter und Flächen	197
Tabelle 85: Flächenaufteilungskoeffizienten	198

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

1 – 4	Siedlungsstrukturen mit Einfamilien-, Doppel-, Stadt- und Reihenhäusern
5 – 8	Siedlungsstrukturen mit MFH, GWA und HH
a	Jahr
ALB	Automatisches Liegenschaftsbuch
ALK	Automatisierte Liegenschaftskarte
ALKIS	Amtliches Liegenschaftskatasterinformationssystem
APRO	Biotopkataster
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
ATUS	ATUS GmbH
BB1-4	Baublöcke, in denen sich ausschließlich EFH, DHH und RH befinden
BB5-8	Baublöcke mit MFH
BBEW	Einwohner eines Baublocks
BBGFl	Geschossfläche des Baublocks
BBmix	Baublöcke mit gemischter Bebauung
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BioAbfVO	Hamburger Bioabfallverordnung von 1994
BSU	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (Hamburg)
BT	Biotonne
CIR	Continuous Infrared: 3-Kanal-Infrarotbild in NIR, Rot, Grün
CORINE	Coordination of Information on the Environment (EU-Projekt)
d	Tag
DIRK	Digitale Regionalkarte
DISK	Digitale Stadtkarte
DK5	Digitale Karte 1 : 5000
DOM	Digitale Oberflächenmodelle
DOP	Digitale Orthophotos
DSGK	Digitale Stadtgrundkarte
DTK25	Digitalen Topographischen Karte im Maßstab 1:25.000
e	über die Biotonne erschließbar
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
EFH	Einfamilienhäuser und Doppelhaushälften
EFHmB	Einfamilienhäuser und Doppelhaushälften mit Biotonnenanschluss
EFHoB	Einfamilienhäuser und Doppelhaushälften ohne Biotonnenanschluss
EK	Eigenkompostierung
EW	Einwohner
FF	Feinfraktion

FHH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FM	Frischmasse
FNP	Flächennutzungsplan
FREIRAUM	Freiraumverbundsystems
FSC	Forest Stewardship Council
GA	Gartenabfall
GaLa	Garten- und Landschaftsbau
ges.	gesamt
GEW _s	Geschätzte Einwohnerzahl je Gebäude
GF	Grundfläche
GF	Grobfraktion
GF _I	Brutto-Geschossfläche
GFZ	Geschossflächenzahl
GGFI	Gebäudegeschossfläche
GGFI _{BB}	Gebäudegeschossfläche im Baublock
GIS	Geografisches Informationssystem
GS	Gebietsstruktur
GS II	geschlossene Mehrfamilienhausbebauung
GS III	offene Mehrfamilienhausbebauung
GS IV	Ein- und Zweifamilienhausbebauung
GS V	dörflich gewachsene Struktur
GS VI	zersiedelte Gebiete
GWA	Großwohnanlagen, Großsiedlungen, Hochhäuser
GWA _{mB}	Großwohnanlagen, Großsiedlungen, Hochhäuser mit Biotonnenanschluss
GWA _{oB}	Großwohnanlagen, Großsiedlungen, Hochhäuser ohne Biotonnenanschluss
GWFl _a	Anteil der Wohnfläche eines Gebäudes an der amtlich-statistische Wohnfläche
GZ	Geschosszahl
HG	Hausmüllgefäß
HH	Hochhäuser
INFA	Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH
IUE	Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft der TU Hamburg-Harburg
LA	Lebensmittelabfall
LAGA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAPRO	Landschaftsprogramm
LVP	Leichtverpackungen
MF	Mittelfraktion
MFH	Mehrfamilienhäuser, innerstädtische Bebauung

MFHmB	Mehrfamilienhäuser mit Biotonnenanschluss
MFHoB	Mehrfamilienhäuser ohne Biotonnenanschluss
MGB	Müllgroßbehälter
NIR	Nahinfrarot
ÖRE	öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger
Org.	Organik
OSKA	Objektschlüsselkatalog
oTS	organische Trockensubstanz
PAN	Panchromatisches Bild (schwarz-weiß)
r^2	Bestimmtheitsmaß
RA	Restabfall
RAS-Q	Richtlinie für die Anlage von Straßen – Teil: Querschnitt
RC	Recyclinghof
RGB	3-Kanal-Echtfarbbild in Rot, Grün, Blau
RGBI	4-Kanal-Farbbild in Rot, Grün, Blau, NIR
RH	Reihenhäuser
RHmB	Reihenhäuser mit Biotonnenanschluss
RHoB	Reihenhäuser ohne Biotonnenanschluss
RL	Richtlinie
SHC	Sabrowski-Hertrich-Consult GmbH
SR	Speisereste
SRH	Stadtreinigung Hamburg
SS	Siedlungsstruktur
SW	schwarz-weiß
te	technisch
TM	Trockenmasse
TS	Trockensubstanz
WFl _a	Wohnfläche
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
ZR	Zubereitungsreste

FORMELZEICHEN

Symbol	Einheit	Bedeutung
AM	[kg]	Abfallmasse
$A_{Nutzung}$	[m ²]	Fläche je Nutzungsart
A_x	[m ²]	Fläche je Pflanzenart
$EW\overline{WFl}_a$	[m ²]	durchschnittlichen Wohnfläche je Einwohner
GEW_s	keine	geschätzte Einwohnerzahl je Gebäude
GF	[m ²]	Grundfläche
GFI	[m ²]	Brutto-Geschossfläche
G_{GA}	keine	Jahresverteilungsmatrix
$GW\overline{WFl}_a$	[m ²]	amtlich-statistische Wohnfläche eines Gebäudes
GZ	keine	Geschosszahl
k	Wochen	zeitlicher Abstand zweier aufeinander folgender Stichprobeneinheiten
n	keine	Anzahl der Stichprobeneinheiten
N	keine	Anzahl der Untersuchungseinheiten in der Grundgesamtheit
P	[kg FM]	Potenzial pro Jahr
p	[kg FM m ⁻² a ⁻¹]	Potenzialparameter
p_x	[kg FM m ⁻² a ⁻¹]	Grünmasseproduktion
$t_{\alpha;n-1}$	keine	Konfidenzkoeffizient (Standard-t-Verteilung)
$Var(x_i)$	wie x_i	Varianz der (nicht einwohnerspezifischen) Stichprobenergebnisse
$varkoeff(x_i)$	Keine	Variationskoeffizient der Einzelwerte in der Stichprobe
$VF_{(t)}$	keine	Vergrößerungsfaktor
WFl_s	[m ²]	geschätzte Wohnfläche
WFl_a	[m ²]	amtlich-statistische Wohnfläche eines Gebiets
$\overline{x}$	wie x_i	arithmetischer Mittelwert der Stichprobenergebnisse
$\alpha_{Fläche,Bezugsfläche}$	[%]	Flächenaufteilungskoeffizienten
x	keine	Pflanzenart
x_i	variabel	Stichprobenwerte
$\alpha_{Nutzung}$	[%]	prozentuale Flächenanteil je Nutzungsart
$\delta_{\Theta,r}$	[%]	relative maximale Zufallsabweichung
$\rho_{\delta k}$	keine	Autokorrelationskoeffizienten
$\sigma_{A,sys}^2$	[%]	systematischer Fehler bei der Analyse
$\sigma_{PA,sys}^2$	[%]	systematischer Fehler bei der Probenaufbereitung
$\sigma_{PA,z}^2$	[%]	zufälliger Fehler bei der Probenaufbereitung

$\sigma_{PN,sys}^2$	[%]	systematischer Fehler bei der Probenahme
$\sigma_{PN,z}^2$	[%]	zufälliger Fehler bei der Probenahme
φ	keine	Verhältnis zwischen Lebensmittelabfallmenge (LA) und Gartenabfallmenge (GA)

1 EINLEITUNG

Seit der Initiierung der Energiewende Ende der 90er Jahre und dem Inkrafttreten des Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) am 1. April 2000 wird die Produktion von Strom aus regenerativen Energien und dessen Einspeisung ins Deutsche Stromnetz in hohem Maße gefördert. Neben Windkraft und Photovoltaik wurden seitdem für die Stromerzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen und Gülle Einspeisevergütungen in fester Höhe für eine bestimmte Laufzeit garantiert, wodurch ein Anstieg des Anteils regenerativer Energien sowie die Klimaschutzziele der Bundesrepublik Deutschland erreicht werden sollen. Die verwendete Biomasse wird auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen angebaut. Die Nutzung von Biomasse als Energieträger tritt damit zunehmend in Konkurrenz mit der stofflichen Nutzung als Bau- und Werkstoff und Nahrungsmittel. Die Förderung von Energiepflanzen führte zudem zu einer Verzehnfachung der Anzahl der Biogasanlagen von 1999 bis 2012, vor allem im ländlichen Raum und zu der Umstellung vieler landwirtschaftlicher Flächen auf den Energiepflanzenanbau. Dies resultiert in einer Minderung der Biodiversität durch Monokulturen, Bodenverarmung (Bühl 2008) sowie einer ineffizienten Energieerzeugung durch eine unzureichende Wärmenutzung bei den Biogasanlagen im dünn besiedelten ländlichen Raum.

Organische Abfälle besitzen den Vorteil, dass sie als Abfallstoff zunächst nicht an diesem Wettbewerb teilnehmen, sondern vielfach als Abfallprodukt gegen eine Entsorgungsgebühr kostenpflichtig abgegeben werden oder abgegeben werden müssen. Eine energetische und stoffliche Nutzung dieser Abfälle ist damit sinnvoll und kann einen deutlichen Beitrag zur Ressourcenschonung leisten, ohne in einen direkten Wettbewerb mit der Nahrungsmittelproduktion zu treten. In Deutschland wurden für eine Vielzahl von Bundesländern, Kreisen, Regionen und Städten Biomassepotenzialstudien durchgeführt, welche signifikante Energiepotenziale ermitteln. Aretz & Hirschl (2007) bestimmen durch Auswertung verschiedener Potenzialstudien für Deutschland aus 2003 bis 2005 ein erschließbares energetisches Potenzial aus Biomassereststoffen von $500 - 700 \text{ PJ a}^{-1}$, was bis zu 5 % des Deutschen Gesamtenergieverbrauchs (vgl. AGEB 2014) entspricht.

Während die Verbrennung von Abfällen mit knapp 700 Anlagen im Jahr 2012 (vgl. Statistisches Bundesamt 2014) seit längerer Zeit in die Energieerzeugung integriert ist und die Nutzung von Biomasse aus nachwachsenden Rohstoffen mit knapp 7 % im Jahr 2013 an der Stromerzeugung beteiligt war (BMWi (2013)), wird ein Großteil der im urbanen Umfeld anfallenden organischen Abfälle derzeit noch nicht energetisch genutzt. Neben der energetischen Nutzung können Bioressourcen auch als Nährstoff- und Humuslieferant sowie zur Bodenverbesserung genutzt werden. Dies ist vor allem in Hinblick auf die Humusverluste und -armut in manchen Gebieten und die knapper werdenden düngerelevanten Ressourcen Phosphor und Kalium interessant.

Im städtischen Umfeld fällt eine Vielzahl organischer Stoffströme an, die in der einen oder anderen Form zu verwerten, behandeln bzw. zu entsorgen sind. Dabei handelt es sich beispielsweise um die organische Hausmüllfraktion, Abfälle aus Großmärkten, Großküchen und Lebensmittelgeschäft, Grünschnitt von Parks, Grünanlagen, Friedhöfen, Naturschutzgebieten und Deich- und Ausgleichsflächen, Laub, Straßenbegleitgrün, Kleingartenabfälle, Wochenmarktabfälle, Abfälle von Großveranstaltungen und Klärschlämme.

Neben der Erschließung weiterer Ressourcen zur energetischen und stofflichen Nutzung ist insbesondere die Verwertung von urbanen Bioressourcen im städtischen Umfeld interessant, da hierdurch die Nähe zu Energiesenken und damit eine effiziente Wärmenutzung gewährleistet werden kann.

Eine detaillierte Kenntnis der vorhandenen und potenziellen Stoffströme sowie deren Qualität und Quantität ist für die effiziente Verwertung der Materialien von größter Bedeutung. Erst verlässliche Daten über Menge, Herkunft, Beschaffenheit, Zusammensetzung und jahreszeitliche Schwankungen entscheiden darüber, ob und auf welche Weise die Stoffströme wirtschaftlich und effizient erfasst und verwertet werden können.

Die Ermittlung dieser Daten gestaltet sich jedoch schwierig, da für die bereits eingesammelten Abfälle über die Quantität hinaus selten detaillierte Kenngrößen vorhanden sind. Über die Zusammensetzung und saisonale Änderungen können meistens keine Angaben gemacht werden. Schwieriger zu bestimmen sind zudem die Stoffströme, die bisher nicht eingesammelt wurden.

Die eingesammelten Abfälle stellen daher in den seltensten Fällen das Maximum der einsammelbaren Abfallressourcen dar. Es besteht deutliches Potenzial bei den bisher nicht gesammelten oder nicht durch Entsorger erfassten Abfälle wie z.B. Deichgras, Grünabfall, Gras- und Grünschnitt von Parkanlagen, Friedhöfen, Verkehrsflächen und Privathaushalten sowie Abfälle von Baumschulen und aus der Haltung von Sport- und Hobbytieren. Zusätzlich werden bei Industrie und Gewerbe spezielle Abfälle produziert, welche im besten Fall für den Produktionsprozess im Kreislauf geführt werden oder für eine kostengünstige Einleitung oder Entsorgung aufbereitet werden.

Zur Ermittlung von verwertungsrelevanten Eigenschaften sind im Allgemeinen umfangreiche und aufwändige Datenerhebungen notwendig, da die ermittelten Parameter ortsspezifisch den jeweiligen Flächen, Haushalten oder Betrieben zugeordnet werden müssen.

Zur Verwaltung, Auswertung und Visualisierung von großen raumbezogenen Datenmengen werden Geographische Informationssysteme verwendet. Diese kommen z.B. bei der Verwaltung und Bewirtschaftungsplanung von Grünland, Naturschutzflächen, Wäldern u.a. sowie in der Raum- und Logistikplanung zum Einsatz. Geographische Informationssysteme bieten den Vorteil, dass mit ihnen sowohl über Datenbankfunktionen als auch über geographische Abfrageparameter detaillierte Auswertungen vorgenommen werden und direkt im System für weitere Planungen und Entwicklungen weiterverwendet werden können. In einem Geographischen Informationssystem (GIS) können beliebig Daten in Datenbanken gespeichert sowie graphisch dargestellt und ausgewertet werden. Dies ermöglicht eine Verknüpfung von z.B. Einwohnerzahlen, Siedlungsstrukturen, Anzahl an Bäumen, Flächennutzungen und -größen, Untersuchungsergebnissen und spezifischen Rahmenbedingungen sowie abfallstromspezifischen Daten und die Auswertung nach unterschiedlichsten Kriterien. Die Verknüpfung mit Nutzungs- und Verwertungsparametern kann als Entscheidungsgrundlage für die weitere technisch und wirtschaftlich machbare Verwertung der Abfallströme, zur Entwicklung logistischer Konzepte oder Standortsuche dienen. Ein GIS eignet sich damit für die Zuordnung von Bioressourcen zu den jeweiligen Flächen und Punkten, auf denen sie entstehen. Werden die Parameter in geeigneter Weise als Datensätze mit spezifischen Parametern verknüpft, können

die Datensätze allgemeingültig für gleiche Flächen verwendet werden. Damit lassen sich für alle Flächen Werte ermitteln, auch wenn für die jeweilige Fläche keine genauen Untersuchungen / Daten vorliegen. Ein GIS eignet sich daher, sofern geeignete Parameter vorliegen, für die Durchführung einer Bioressourceninventur. Ziel ist folgerichtig die für eine Bioressourceninventur benötigten Datensätze und geeignete Verknüpfungsp Parameter zu bestimmen und zu entwickeln.

Die anfallenden Mengen sind einerseits von der Nutzungsart der Flächen und damit verbundenen spezifischen Abfallmengen abhängig. Andererseits können von den tatsächlich anfallenden Stoffströmen oftmals nur Teilmengen aufgrund fehlender Sammelmöglichkeiten oder der Notwendigkeit des Verbleibs am Anfallort und einer damit vorhandenen Nutzung als Ressource als Potenziale angesetzt werden. Infolge dieser Abhängigkeit ist eine Verknüpfung mit geographischen und statistischen Daten, wie der Flächennutzung oder der Siedlungs- und Sozialstruktur als grundlegende Parameter zur Bioressourceninventur sinnvoll.

Es existieren viele Literaturdaten zu den zu erwartenden Mengen. IZES (2011), Heck et al. (2004), Thrän et al. (2009) und Wagner et al. (2012) haben Erhebungen von holzigen und krautigen Bioressourcenpotenzialen von öffentlichen Grünflächen oder Verkehrsflächen zu umfangreichen Parametersammlungen zusammengefasst, womit sich eindeutige Verknüpfungsp Parameter ermitteln lassen. Die Erhebungen insbesondere in Bezug auf die Bioressourcen von Privathaushalten sind sehr unterschiedlich oder sogar teilweise widersprüchlich und beinhalten sehr große Schwankungsbreiten. Viele liegen bereits mehrere Jahrzehnte zurück und weisen oftmals keinen eindeutigen Flächenbezug auf, sodass für die Bioressourcenströme von privaten Haushalten keine klare Zuweisung möglich ist. Die in der Literatur angegebenen Werte für Gartenabfall sind weitestgehend identisch, wobei keine Quellen zu ermitteln sind, anhand derer sich die Entstehung der Parameter nachvollziehen ließe. Sie stützen sich höchstwahrscheinlich auf eine 1987 durchgeführte Diplomarbeit von Scheffold & Janßen (1987 zit. nach Scheffold 1995), eine unveröffentlichte Untersuchung des Gartenabfallaufkommens in Weeze (Scheffold 1987 zit. nach Scheffold 1993) oder verlaufen ins Leere, da die Werte in den angegebenen Literaturquellen nicht auffindbar sind. Hierbei werden oftmals Doedens & Weber (1984) zitiert, wobei dort, anders als zitiert, einwohner- und keine flächen-spezifischen Mengen angegeben sind.

Andere Autoren schätzen die Aufwuchssparameter über Flächen mit ähnlichem Bewuchs wie z.B. Weidegras oder Streumengen von Waldbeständen oder über unter optimalen Bedingungen durchgeführte Rasenaufwuchsversuche ab (z.B. Doedens 1982), wodurch die spezifischen Nutzungs- und Pflanzenarten sowie die Pflege der privaten Gartenflächen vollständig vernachlässigt werden. Die Herkunft, die Entstehung der Daten und ein genauer Flächenbezug sind für gesicherte Aussagen und eine weitere Verwendung von großer Bedeutung. Dies kann aus den bisher vorliegenden Daten nicht gewährleistet werden. Um das gesamte Bioressourcenpotenzial von Privathaushalten zu erfassen, ist es daher notwendig, die Abfallressourcenströme von Privathaushalten detailliert zu untersuchen und entsprechende räumliche Bezüge herzustellen.

Ziel ist es, durch ein geodatenbasiertes System detaillierte Aussagen zu Qualität und Quantität von erschließ- und nutzbaren Bioressourcenströmen eines definierten Gebietes zu treffen.

Hierfür ist es notwendig, Eingangsparameter für dieses System zu definieren, welche einfach erhältlich und gleichzeitig hinreichend zur Ermittlung der verwertungsrelevanten Eigenschaften der Bioressourcenströme sind. Eingangsgrößen sollen daher öffentlich zugängliche Daten vornehmlich aus Statistiken, geographische Karten von Behörden und Landesämtern sowie Luft- und Satellitenbilder sein. Es werden Parameter entwickelt, über die sich basierend auf möglichst wenigen Eingabedaten eine ausreichend genaue Aussage über potenzielle Mengen, Zusammensetzung und jahreszeitliche Verläufe der auf den unterschiedlichen Flächen im urbanen Raum entstehenden Bioressourcen ermitteln lassen, ohne eine aufwändige Datenerhebung durchzuführen.

Hierfür ist zunächst eine umfangreiche Datensammlung notwendig. Als Basis wird auf Literaturdaten zurückgegriffen. Zusätzlich werden durch Befragungen durch Fragebögen und persönliche Gespräche sowie durch Abfallsortierungen und Analysen Daten über die Quantität und Qualität der anfallenden Abfälle erhoben. Der besondere Fokus richtet sich in diesem konkreten Fall auf Bioressourcen aus privaten Haushalten, da über die Mengen und Zusammensetzung der biogenen Ressourcen von Privathaushalten ein Informationsdefizit besteht. Die dabei verwendeten Methoden können bei der Erweiterung des Systems auf weitere Bioressourcen aber auch andere Reststoffe und Ressourcen angewendet werden.

Im Ergebnis sollen geeignete Parameter vorliegen, welche mit ausgewählten Geodaten in einem GIS verknüpft werden können, um spezifisch für Privathaushalte im urbanen Umfeld die Bioressourcenpotenziale und weitere verwertungsrelevante Eigenschaften ermitteln und raumbezogen zuordnen zu können. Dafür werden die aus der Literatur bestimmten Werte auf ihre Eignung für die GIS-basierte Bioressourceninventur überprüft und in Kombination mit den durchgeführten Untersuchungen Berechnungsparameter bestimmt, mit denen sich anhand von öffentlich zugänglichen geographischen Daten wie Liegenschaftskataster, Luftbildern und Einwohnerverteilungen die Bioressourcenpotenziale bestimmen lassen.

Als Modellregion dient der Hamburger Bezirk Bergedorf, der mit seinen 120.000 Einwohnern, einer Fläche von 155 km² sowie städtisch und ländlich geprägten Stadtteilen beispielhaft für eine kleine deutsche Großstadt stehen kann. Die Untersuchungen fanden größtenteils in einem BMBF-geförderten 5-Jährigen Forschungsprojekt (BERBION) statt, welches die vollständige Nutzung der regionalen Bioressourcen zum Ziel hat. Neben den in dieser Arbeit hauptsächlich betrachteten festen Bioressourcen von Privathaushalten wurden in dem Verbundvorhaben feste und flüssige organische Reststoffe untersucht und eine umfassende Bioressourceninventur durchgeführt.

Auf die spezifischen Erfassungs- und Verwertungsverfahren, welche in dem Projekt behandelt werden, wird nur oberflächlich eingegangen. Diese werden in Körner & Oldenburg (2010), Adwiraah et al. (2010) und Körner et al. (2011) detailliert beschrieben. Vielmehr werden Parameter für heute übliche Verwertungsverfahren bereitgestellt.

2 BIORESSOURCENPOTENZIALE VON URBANEN GEBIETEN

Bereits in den 1980er Jahren wurde damit begonnen, die organischen Bestandteile des Hausmülls genauer zu untersuchen, um diese aus dem Restabfall auszuschleusen und einer Verwertung zuzuführen, wenngleich das Primärziel die Entfrachtung des Restabfalls zur besseren thermischen Behandlung des Restabfalls und die Vermeidung von Emissionen von abgelagerten Abfällen war (vgl. Fricke & Turk 1991; Forschung und Beratung für Wohnen, Immobilien und Umwelt GmbH 1993). Doedens (1982) widmete sich den Gartenabfällen im Hausmüll, welche bis dahin wenig Beachtung fanden und bestimmte über verschiedene Literaturquellen flächenbezogene Mengen der Gartenabfallbestandteile Rasenschnitt ($2,2 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und Baumstreu ($0,4 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), wobei die für Baum- und Buschflächen erhobenen Daten aus Untersuchungen in Waldbeständen stammen und die Rasenerträge z.T. auf Aufwuchsmengen von Futter- und Weidegräsern basieren. Scheffold (1995) ermittelte aus von Doedens (1982) angegebenen Werten eine Pflanzenabfallmenge von $1,5 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Weitere Veröffentlichungen geben zusätzlich die von Scheffold und Janßen (1987, zit. nach Scheffold 1995) ermittelten $3,5 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Gartenabfall an. Die gleichen Werte und Spannbreiten finden sich bei Doedens (1996), Fricke et al. (1994), Fricke & Turk (1991), Ketelsen & Doedens (1992), Scheffold (2007) und Wiemer & Sprick (1996). Da jedoch keine Angaben zur Ermittlung gemacht werden und keine Quellen genannt werden, ist anzunehmen dass die in den genannten Veröffentlichungen abgeschätzten Werte auf den von Doedens (1982) und Scheffold & Janßen (1987 zit. nach Scheffold 1995) bestimmten Werten basieren. Die Werte von Doedens (1982) basieren auf Mengen von Flächen mit ähnlichem Bewuchs (Waldrandgehölzen und Weidegräsern) wodurch die spezifischen Nutzungs- und Pflanzenarten sowie die Pflege der privaten Gartenflächen vollständig vernachlässigt werden. Die Diplomarbeit von Scheffold & Janßen (1987 zit. nach Scheffold 1995) sowie andere Literaturquellen, wie die von Scheffold (1998) zitierten Erfahrungswerte mit dem OTTO-MEKAM-System (ohne Autor und Jahr) sind nicht erhältlich oder enthalten wie die oftmals angeführte (z.B. Scheffold 1993; Scheffold 1995; Scheffold 1998) Veröffentlichung von Doedens & Weber (1984) den angeführten flächenbezogenen Wert von $1,5 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nicht. Die Literaturwerte sind daher mit großen Unsicherheiten behaftet und eine genaue und nachvollziehbare Flächenzuordnung ist nicht möglich. Eine Überprüfung dieser Werte für die Ermittlung der Potenziale urbaner Bioressourcen aus Privathaushalten erscheint daher unbedingt notwendig.

Doedens (1982) berechnet über die Einwohnerdichten verschiedener Bebauungstypen die spezifische Grünfläche und damit die spezifische Gartenabfallmenge je Einwohner. Die Einwohnerbezogene Gartenabfallmenge beläuft sich für Ein- und Zweifamilienhäuser auf 50 bis $182 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Auswertungen von Hausmüllanalysen von Ketelsen & Doedens (1992) zeigen mit $75 - 220 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ähnlich große Spannbereiten. Wiemer (1989 zit. in Fricke & Turk 1991) gibt für Ein- und Zweifamilienhäuser bis zu $200 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Scheffold (1993) ermittelt ein Gartenabfallpotenzial im Bereich von 30 bis $350 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Doedens (1996) zwischen 20 und $330 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die großen Spannweiten zeigen, dass die einwohnerbezogene Gartenabfallermittlung zu ungenaueren Ergebnissen führen kann, als die flächenbezogene, da zusätzlich zu den aufwuchsabhängigen Schwankungsbreiten von $1.400 - 2.380 \text{ g FM Rasenschnitt}$ und $300 - 500 \text{ g FM Baumstreu je m}^2 \text{ und Jahr}$ (Doedens

1982) der lokal stark variierende Faktor Gartenfläche je Einwohner hinzukommt. Bei der Potenzialberechnung von aufwuchsabhängigen Bioressourcen wird daher einem flächenbezogenen Ansatz gegenüber der einwohnerbezogenen Berechnung der Vorzug gegeben.

Neben der Bestimmung der Gartenabfallmengen von abfallwirtschaftlich orientierten Veröffentlichungen ist die Aufwuchsmenge und -geschwindigkeit von Rasen ein bedeutendes Thema in der Entwicklung spezifischer Rasenmischungen für verschiedene Anwendungsgebiete, wie Sportrasen, Spielrasen, Gebrauchsrasen, Strapazierrasen, Schattenrasen, Landschaftsrassen, Golftrasen etc. (vgl. Bocksch 1998 und 2006; Grigutsch et al. 1999; Nonn et al. 2006; Skirde et al. 2005). Die Versuche zum Aufwuchs von Rasenmischungen, welche vermehrt im privaten Bereich eingesetzt werden, wie Spielrasen oder die „Berliner Tiergarten“-Mischung produzieren unter den in den Versuchen eingestellten optimalen Bedingungen mit ca. 2.100 bis 2.700 g FM m⁻² a⁻¹ (Nonn et al. 2006) im Durchschnitt etwa die von Doedens (1982) angegebenen Maximalmenge. Gleichzeitig zeigen Versuche der Gesamthochschule Paderborn-Soest (1998, zit. nach Bocksch 2006) sowie Hardt & Schulz (1995, zit. nach Bocksch 1998) dass die Aufwuchsmengen bei geringer oder ohne Düngung um mehr als die Hälfte bzw. mehr als 2/3 unter den Maximalwerten liegen. Vor dem Hintergrund, dass angenommen werden kann, dass Privathaushalte im Durchschnitt keine optimale Rasenpflege betreiben, ist für die flächenbezogene Ermittlung eine Überprüfung der Gartenabfallpotentiale erforderlich.

In Bezug auf den Biomasseanfall verschiedener weiterer im urbanen Umfeld existierender Rasenflächen wurde von Krauter & Schulz (1992) eine umfangreiche Untersuchung von 60 Probeflächen extensiv genutzter Rasenflächen auf kommunalen Grünflächen, Straßenbegleitgrün, Roughs und Grünlandbrachen an 20 Standorten durchgeführt. Hierbei wurde die jeweilige Grünmasseproduktion untersucht, sodass sich daraus für diese Flächen durchschnittliche Erträge ermitteln lassen. Die Schwankungsbreite liegt für kommunale Grünflächen zwischen 140 und 1.200 g TM m⁻² a⁻¹, wobei sich die Extremwerte auf ortsspezifische Sondereinflüsse zurückführen lassen und daher nicht in die Betrachtung einfließen sollten (ebd.), sodass die Erträge zwischen 400 und 900 g TM m⁻² a⁻¹ mit einem Mittelwert von 633 g TM m⁻² a⁻¹ liegen. Für Golfplätze wurde ein durchschnittlicher Ertrag von 619 g TM m⁻² a⁻¹ ermittelt. Die Erträge von Straßenböschungen schwanken zwischen 180 und 550 g TM m⁻² a⁻¹ mit einem Mittelwert von 315 g TM m⁻² a⁻¹. Der für Grünlandbrachen bestimmte Wert von 270 g TM m⁻² a⁻¹ basiert auf 5 sehr unterschiedlichen Flächen und hat daher nur geringe Aussagekraft (ebd.).

Weitere Studien zu den holzigen und krautigen Bioressourcenpotenzialen von öffentlichen Grünflächen wie Friedhöfe, Erholungsflächen, Campingplätze, Park- und Sportplätze und von Verkehrsflächen wurden in verschiedenen Studien von Dinter & Moritz (1989), Heck et al. (2004) Lemcke (2009), Meinhardt et al. (2000 zit. in Wolff 2004), Rösch (2006), Rommeiß et al. (2006), Schürmer & Schemmer (1989) und Vogt et al. (2002) ermittelt.

Die Werte wurden von IZES (2011), Heck et al. (2004), Wagner et al. (2012) und Thrän et al. (2009) zusammengefasst, sodass sich daraus eine umfassende Parametersammlung für die Ermittlung von Bioressourcenpotenzialen ermitteln lässt.

Diese finden auch in einer Vielzahl anderer Biomassepotenzialstudien Anwendung (Aretz & Hirschl 2007; Baur & Haas 2002; Deimer et al. 2007; Frorath et al. 2006; Leible & Kälber

2004; Leible et al. 2003; projects energy 2009; Raussen et al. 2010; Röder et al. 2010; Schütt 2011; Witzenhausen-Institut et al. 2008; Wolff 2004).

Im Gegensatz zu den aufwuchsabhängigen Bioressourcen lassen sich organische Lebensmittelabfälle von Privathaushalten den jeweiligen Einwohnern zuordnen. Dieser oftmals als Küchenabfall bezeichnete Stoffstrom setzt sich aus Zubereitungsresten, Speiseresten und Lebensmitteln zusammen (Schneider & Lebersorger 2009). Die Menge der Lebensmittelabfälle im Hausmüll wird in Deutschland in Abfallsortieranalysen bestimmt. Diese werden von den Kommunen, Kreisen oder Städten bzw. den jeweiligen Entsorgern in Auftrag gegeben und existieren für weite Bereiche der Bundesrepublik und können zur Ermittlung der Lebensmittelabfälle im Hausmüll herangezogen werden (vgl. Kranert et al. 2012). Die Sortieranalysen werden üblicherweise in 3 Fraktionen des Abfalls durchgeführt, wobei in der Grobfraktion > 40 mm meist detailliert zumindest Küchenabfall und Gartenabfall unterschieden wird. Der Anteil der Lebensmittelabfälle in der Mittel- und der Feinfraktion wird nicht einzeln ausgewiesen (untersucht) und wird im Allgemeinen mit den Gartenabfällen als Organik jeweils in der Mittel- und in der Feinfraktion zusammengefasst. Zur Potenzialermittlung ist daher allein der in den Sortieranalysen tatsächlich als Küchenabfall ausgewiesene Anteil im Restabfall nicht ausreichend. In der Literatur wird für die Küchenabfallmenge eine Spannbreite von 20 bis 90 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ angegeben (vgl. Kegebein 2006; Schmidt 2007; Vogt et al. 2002), wobei in den einzelnen dort genannten Quellen keine genauen Angaben über die Ermittlung gemacht werden. Kranert et al. (2012) berechnet anhand der aus Abfallsortierungen ermittelten durchschnittlichen Anteile im Restabfall für Deutschland eine Lebensmittelabfallmenge im Restabfall von 31,6 – 56,9 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ sowie 11,3 – 25,4 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ in der Biotonne. Die Ergebnisse beziehen die Mittel- und die Feinfraktion mit ein. Deren Anteile wurden vor allem für die Biotonne grob abgeschätzt, da die Datengrundlage sehr dünn ist. Ebd. identifiziert dabei folgende Unsicherheiten:

- Die Menge der Lebensmittelabfälle ist deutschlandweit nicht bekannt.
- Anteil an Lebensmittelabfällen in der Fein- u. Mittelfraktion < 40 mm, insbesondere in der Feinfraktion sind nicht bekannt. Eine Studie in Österreich für Restmüll läuft derzeit, für Deutschland fehlt eine entsprechende Untersuchung.
- Anteil an Lebensmittelabfällen aus Haushalten in der Biotonne sind nur in Ansätzen vorhanden (kaum Daten aus Deutschland vorhanden).
- Es sind keine Daten über den Anteil der Lebensmittelabfälle an der Mittel- und Feinfraktion in der Biotonne vorhanden.
- Daten zur Zusammensetzung der Lebensmittelabfälle (im Restmüll) nach Vermeidbarkeit sind nicht existent.
- Die Menge an Lebensmittelabfällen, die nicht ins kommunale Sammelsystem entsorgt werden, sondern eigenkompostiert, an Haustiere verfüttert oder in die Kanalisation eingebracht werden, sind nicht bekannt.

Über die jahreszeitliche Verteilung sowie die Zusammensetzung des Lebensmittelabfalls liegen für Deutschland ebenso keine Daten vor, sodass die Zusammensetzung in der Studie über Untersuchungsergebnisse in Großbritannien und den Niederlanden abgeschätzt wurde.

Für eine detaillierte örtliche Zuordnung sind weitere Einflussfaktoren von Interesse. Die vorliegenden Abfallsortieranalysen der Städte Schweinfurt, Hamburg und Wiesbaden zeigen, dass die Menge der Küchenabfälle bzw. die Organikgehalte im Restabfall mit zunehmender Siedlungsdichte zunehmen. Obersteiner & Schneider (2005) kommen auf Basis von Sortieranalysen in Niederösterreich zu dem Ergebnis, dass im Bereich der Lebensmittel der Unterschied zwischen den Siedlungsstrukturen hochsignifikant sei und der Anteil von Zubereitungsresten, Speiseresten und originalen Lebensmitteln in den städtischen deutlich höher als in den ländlichen Gebieten ist. Vor diesem Hintergrund ist bei der Potenzialermittlung im urbanen Raum die Fragestellung, ob eine Unterscheidung nach Bebauungsstrukturen notwendig ist, von großem Interesse.

3 GEOINFORMATIONSSYSTEM ZUR POTENZIALERMITTLUNG

Nach de Lange (2006) ist ein Geoinformationssystem in Anlehnung an die Begriffsbestimmung von Bill & Fritsch (1991) ein rechnergestütztes System, mit dem raumbezogene Daten digital erfasst, gespeichert, verwaltet, aktualisiert, analysiert und modelliert sowie alphanumerisch und graphisch präsentiert werden können.

Diese Definition beinhaltet bewusst keine Aussagen hinsichtlich der Art der (raumbezogenen) Daten bzw. Geodaten (de Lange 2006), da das System an die jeweilige Verwendung angepasst und mit zu analysierenden, zu bearbeitenden und darzustellenden raumbezogenen Daten gefüllt werden kann. Diese werden in Form einer Datenbank im System hinterlegt und mit geographischen Daten zur Geometrie, Topologie und Thematik von Geoobjekten z.B. als Vektor- oder Rastermodell, als Netzwerkmodell oder als 3D-Modell verknüpft. Die Software muss daher die vier Funktionsbereiche Datenerfassung, Verwaltung, Analyse und Präsentation von Geoobjekten abdecken (ebd.).

Geoinformationssysteme werden in Bezug auf Abfälle vor allem für die Standortauswahl von Abfallverwertungs- und Abfallbehandlungsanlagen und Deponien (vgl. Chang et al. 2008; Gemitzi et al. 2007; Higgs 2006; Sener et al. 2006; Tarhan & Ünlü 2005), zur Routenplanung, Einsammlung und Logistikkonzeptentwicklung (vgl. Chalkias & Lasaridi 2009; Ghose et al. 2006; Golden et al. 1983; Teixeira et al. 2004) oder zur Risikoanalyse und -bewertung (Adwiraah et al. 2007; Nukols et al. 2004) verwendet.

Weitere Anwendungen sind die Landkategorisierung und -klassifizierung, Flächennutzungsplanung sowie Potenzialanalyse. Letztere werden vor allem für Energieholzpotenziale aus Wäldern oder für Flächen zum Energiepflanzenanbau durchgeführt. Diese werden häufig mit einer Bioenergieanlagenstandortplanung verbunden und die zugehörigen Logistikkonzepte erstellt (vgl. Bioteau et al. 2012; Panichelli & Gnansounou 2008). Stampfl et al. (2007) berechnen anhand klimatischer und geographischer Daten und einer prozentualen Abschätzung der für den Anbau von *Miscanthus* zur Verfügung stehenden Agrarflächen über ein Berechnungsmodell von Clifton-Brown et al. (2004) die potenziellen Erntemengen von *Miscanthus* in Europa. Hierbei stehen über das anhand von 5 Praxisversuchen validierte Berechnungsmodell relativ genaue Wachstums- und Ertragsparameter zur Verfügung. Die Abschätzung der landwirtschaftlichen Flächen erfolgt jedoch pauschal über einen bestimmten prozentualen Anteil, sodass die Ergebnisse und die räumliche Verteilung nur eine grobe Abschätzung darstellen.

Parhizkar & Smith (2008) nutzen das GIS vor allem zur Verortung der über Fragebögen und Erhebungen bei Holzfällern und holzverarbeitenden Betrieben ermittelten holzigen Reststoffe und zur räumlichen Verteilung und Mengenabschätzung der holzigen Reststoffe, welche auf Deponien abgelagert werden.

Yoshioka et al. (2011) ermittelt im GIS anhand des im Waldregister festgehaltenen gesamten Stammvolumens eines jeden Waldabschnitts sowie Faktoren zur Berechnung der Ernterückstände, der zu Ausdünnungszwecken gefällten Bäume sowie der gefällten Bäume im Laubwald, die Gesamtmenge der verfügbaren Biomasse. Über die räumliche Zuordnung im GIS und die Kombination mit einem digitalen Höhenmodell sowie dem Straßennetz wurden die Kosten für Ernte und Transport ermittelt und damit eine ökonomische Bewertung einer poten-

ziellen energetischen Nutzung der verschiedenen Bioressourcenströme aus den Waldgebieten vorgenommen. Hierbei liegt der Fokus auf der ökonomischen Bewertung, da die Mengendaten den Forstverwaltungen vorliegen und im GIS auf die einzelnen Waldabschnitte verteilt werden. Wie bei Stampfl et al. (2007) und Parhizkar & Smith (2008) dient das GIS für eine grobe Abschätzung und räumliche Verteilung.

Wulder et al. (2008) vergleicht die Ermittlung von Biomassepotenzialen von Forstgebieten in Kanada durch Luftbildfernerkundung (Remote Sensing) auf LandsatTM Satellitenbildern mittels „Maximum-Likelihood-Methode“, Daten der Waldinventur und einem kombinierten Ansatz und kommt zu dem Ergebnis, dass die Potenzialschätzungen nur 2 % auseinander liegen, wobei der kombinierte Ansatz den Vorteil bietet, über die ermittelten Biomassekonversionsfaktoren auch für nicht inventarisierte Flächen eine Abschätzung durchzuführen. Emer et al. (2011) verwendet CORINE Landnutzungskarten und die von Cavalli (2004 zit. nach Emer et al. 2011) ermittelten prozentualen Ernteparameter zur Abschätzung der Biomassepotenziale und stellt diese den Energiebedarfen der jeweiligen Regionen gegenüber.

Beccali et al. (2009) wählt zur Ermittlung von Bioenergiepotenzialen in Sizilien einen landnutzungsbasierten Ansatz, indem er über CORINE Landnutzungskarten mit einer Auflösung von 100 m die Flächen auswählt, auf denen potenzielle Nebenprodukte von Olivenhainen, Weingärten, Forstflächen und Kurzumtriebsplantagen anfallen. Über einen spezifischen Erntekoeffizienten wurde die jeweilige Menge bestimmt und mit Geländemodellen, Straßennetzen und klimatischen Karten eine Abschätzung über das ökonomische Potenzial durchgeführt. Für den urbanen Bereich kann ein ähnliches Vorgehen gewählt werden, allerdings ist die Auflösung von 100 m nur für große, zusammenhängende Flächen geeignet. Für kleinteilige städtische Strukturen ist eine deutlich höhere Auflösung erforderlich.

Röder et al. (2011) wählt für die Ermittlung von ungenutzten Biomassepotenzialen öffentlicher Körperschaften zwecks energetischer Verwertung einen kombinierten Ansatz zwischen Datenermittlung über das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem (ATKIS, s.a. Kapitel 4.3.2) und Daten der für die Bewirtschaftung öffentlicher Flächen zuständigen Stellen, wie z.B. Gartenbauämter und Straßenmeistereien. Anhand der im ATKIS verfügbaren Daten von Gewässern und Verkehrsflächen werden die jeweiligen Vegetationsflächen des Bewirtschaftungsbereichs und deren Vegetationsmilieus ermittelt. Diese werden nach Aufkommensarten, -mengen und -quellen sowie Zuständigkeiten gegliedert. Hierfür werden die aus ATKIS abgeleiteten Längen der jeweiligen Verkehrsflächen und Gewässer mit der jeweiligen durchschnittlichen Flächenzusammensetzung und Literaturangaben der Flächenerträge verknüpft und somit die Biomassepotenziale der einzelnen Aufkommensarten bestimmt. Dieses Vorgehen entspricht dem der meisten Biomassepotenzialstudien (vgl. Kapitel 4.1.1), wobei die Lokalisierung und Verortung sowie teilweise die Flächenermittlung anhand von Geodaten im GIS erfolgt.

Einen GIS-basierten Ansatz zur Bestimmung von Flächen mit potenzieller Grünabfallproduktion verfolgt Bioteau et al. (2010), der anhand von Digitalen Orthophotos mit einer Bodenauflösung von 50 cm (DOP50, s.a. Kapitel 4.3.1) in Kombination mit dem Liegenschaftskataster durch die automatische Luftbilderkennung mittels überwachter Klassifizierung und Maximum-Likelihood-Methode die Grünflächen der Metropolregion Rennes in Frankreich unter-

teilt in Rasenflächen und Bäume ermittelt. Hierbei dienen die ermittelten Flächen zur Bestimmung von Einflusszonen und sollen als Basis für eine nachfolgende Quantifizierung der tatsächlichen Grünabfallmengen im Vergleich zu den auf den Recyclinghöfen abgegebenen Mengen dienen. Darüber, wie genau die tatsächlichen Mengen (theoretisches Potenzial) ermittelt werden sollen, werden keine Angaben gemacht. Ähnlich verfährt auch Egger et al. (2003) welcher ein GIS-gestütztes Almbewertungsmodell entwickelt, in dem über Flächenerkennung von Orthophotos sowie durch Begehungen die Flächen bestimmten Strukturtypen zugeordnet werden, welche nach Vegetationstypen und Bewirtschaftung unterschieden werden. Diesen werden in Abhängigkeit von klimatischen und geographischen Faktoren durchschnittliche Nettoerträge und Qualitäten zugeordnet und damit die potenziellen Futtermittelerträge bestimmt.

Für detailliertere Analysen und Potenzialbestimmungen von Bäumen kann anhand von hochaufgelösten TrueOrtho-Photos eine Einzelbaumbestimmung auch im Bestand sowie eine Unterscheidung von Laub- und Nadelbäumen mittels Semi-Global Matching photogrammetrisch erzeugten Digitalen Oberflächenmodellen (DOM) durchgeführt werden (Bayer et al. 2013). Mit dieser Methode können bis zu 100 % der Einzelbäume erfasst und die Baumspitzen sowie Baumumrisse mit einer Genauigkeit von 86 % bis 95 % erkannt werden (ebd.). Da hierbei auch die Möglichkeit besteht, die Baumhöhen und den Kronenumfang zu bestimmen, können anhand geeigneter Geodaten sehr genaue Aussagen zu den einzelnen Bäumen extrahiert werden. Durch geeignete Aufwuchsparameter oder durch die Baumpflege sowie Laubfall entstehende Substratmengen könnten auf Basis der Baumdaten sehr genaue Potenzialschätzungen durchgeführt werden.

In Bezug auf Reststoffe aus Siedlungsgebieten beschäftigte sich Vijay et al. (2005) mit der GIS-basierten Ermittlung von Siedlungsabfällen auf Basis der Einwohnerdichten und Einkommensverhältnisse. Über die Daten des vorhandenen Straßennetzes wurden die Einzugsgebiete bestimmt und für die berechneten Abfallmengen Abfallcontainer als Sammelstellen platziert, wobei der gesamte Hausmüll ohne Abfalltrennung betrachtet wurde und zu der einkommensabhängigen Potenzialabschätzung keine Angaben gemacht werden. Karadimas & Loumos (2008) ermitteln die Menge der Siedlungsabfälle in Athen anhand der Einwohnerzahlen und der nach gewerblicher Nutzung in 4 Kategorien unterteilten Gebiete und bestimmen die Anzahl der notwendigen Abfallgefäße. Die einwohnerabhängige Abfallmenge wurde auf $1 \text{ kg EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$ auf Basis der durchschnittlichen Angaben der Stadtverwaltung festgelegt und die Einwohner durch eine multiple Regressionsanalyse auf die nach gewerblicher und kommerzieller Nutzung klassifizierten Flächen verteilt. Xiang & Daoliang (2007) wählen zur Bestimmung der Siedlungsabfallmengen eine dynamische „grey-fuzzy“-Modellierung und geben an, dass die größte Schwierigkeit bei der Abschätzung eine unzureichende Datenbasis sei.

Beigl et al. (2008) vergleicht 45 verschiedene methodische Ansätze zur Modellierung von Siedlungsabfällen und erarbeitet Vorschläge zur Entwicklung notwendiger und zielführender Probenahmen und Analysen als Basis für eine Richtlinie zur Modellierung von Siedlungsabfällen und kommt zu dem Schluss, dass Abfallsortieranaysen hierfür unabdingbar seien. Während die Daten der Abfallmengen und Zusammensetzung in vielen Ländern (insbesondere Entwicklungs- und Schwellenländer) oftmals nicht bekannt sind, existieren für Deutschland

für die meisten Zuständigkeitsgebiete der kommunalen Abfallentsorger Abfallsortieranalysen der Restabfälle, welche die Abfallmengen und Zusammensetzung in Abhängigkeit der Siedlungsstrukturen ermitteln (siehe Kapitel 4.2.4).

Der Ansatz der meisten Veröffentlichungen ist eine Festlegung der relevanten Flächen und eine Zuordnung der Bioressourcen über spezifische Parameter der Biomasseproduktion und des Bioressourcenaufkommens. Für ein komplett GIS-basiertes System erscheint es daher sinnvoll, diesen Ansätzen zu folgen und eine Bioressourcenpotenzialermittlung anhand der jeweiligen Flächennutzung mit geeigneten Aufwuchs- und Substratproduktionsmodellen durchzuführen.

Hierfür ist die Unterscheidung der einzelnen Flächenkategorien und den darauf wachsenden und produzierten Bioressourcen erforderlich. Für die Bestimmung der relevanten Flächen stehen vielfältige Inputdaten zur Verfügung (vgl. Kapitel 4.3). Entscheidend sind hierbei die Identifikation und Charakterisierung der benötigten Flächen. Dies kann über die Daten der Vermessungsämter und der jeweils zuständigen Stellen geschehen, sofern Pflege und Bewirtschaftung der Flächen in einem GIS oder ins GIS transferierbaren System dokumentiert werden. Alternativ bieten Luft- und Satellitenbilder Möglichkeiten, Vegetation und Flächennutzungen durch Fernerkundung zu bestimmen.

Wie die Literaturrecherche zeigt, bestehen vor allem Unsicherheiten in Bezug auf die Aufwuchsparameter von Rasen von Privathaushalten, sowie der Mengen und Zusammensetzung der organischen Garten- und Küchenabfälle und die Verteilung auf Restabfall und insbesondere der Biotonne.

Hierbei steht insbesondere die Ermittlung der Parameter zur Verknüpfung im Vordergrund, da diese in der Literatur und Praxis oftmals für eine detaillierte Erhebung zu ungenau sind. Als Basis zur Ermittlung der Küchenabfallmengen können Abfallsortierungen genutzt werden. Allerdings sind nahezu alle Abfallsortierungen in eine Grob-, Mittel- und Feinfraktion aufgeteilt, von denen im Allgemeinen nur die Grobfraktion in Garten- und Lebensmittelabfälle unterteilt ist. Es ist daher sinnvoll die Verwertungsmöglichkeiten bereits existierender Daten zu prüfen.

4 SYSTEMANALYSE

Ziel des Systems ist es, die in einem definierten Gebiet anfallenden Potenziale organischer Stoffströme in Quantität, Qualität, sowie zeitlichen Schwankungen zu bestimmen. Es sollen theoretische, technische und derzeitig erschließbare Potenziale unterschieden werden. Diese Parameter sind für eine spätere Verwertung entscheidend, sodass sie im Folgenden als verwertungsrelevante Parameter zusammengefasst und später in Kapitel 4.1.3 weiter erläutert werden. Grundlage für die Bestimmung sollen öffentlich zugängliche Daten, welche in Deutschland im Allgemeinen in digitaler Form, in einem GIS-konformen Format vorliegen und Statistikdaten sein. Diese stellen die Eingangsparameter des Systems dar. Mit dem System sollen aus den Eingabeparametern anhand einer zu entwickelnden Datenbasis die verwertungsrelevanten Eigenschaften der im urbanen Bereich auftretenden Bioressourcenströme ermittelt werden. Das GIS dient in diesem Fall als Datencontainer und zur Bereitstellung der Daten als Eingangsparameter, da diese in dem GIS in Form einer Datenbank hinterlegt werden können. Für die Berechnung weiterhin notwendig sind Datensätze, welche den Eingangsparametern zugewiesen werden und die verwertungsrelevanten Eigenschaften der Bioressourcen beschreiben. Diese Datensätze setzen sich aus theoretischen und empirischen Daten aus Literatur, Statistiken und eigenen Erhebungen zusammen und beinhalten neben den materiellen Eigenschaften auch eine zeitliche Komponente, welche die jahreszeitliche Verfügbarkeit der Stoffströme beschreibt. Zusätzlich sind eventuell weitere äußere Einflussfaktoren, wie geographische Lage oder klimatische Rahmenbedingungen einzubeziehen, um eine Übertragbarkeit in andere Regionen zu ermöglichen.

Die folgenden Ausführungen zeigen, dass die Bestimmung der Ausgabeparameter in Relation zur Flächennutzung und zum Entstehungsort steht und für die spätere Verwertung und Konzeptentwicklung notwendig ist. Daher wird ein Flächenbezug hergestellt, über den alle oben beschriebenen Parameter ermittelt, dargestellt und einer nachfolgenden Verwendung zugeführt werden können.

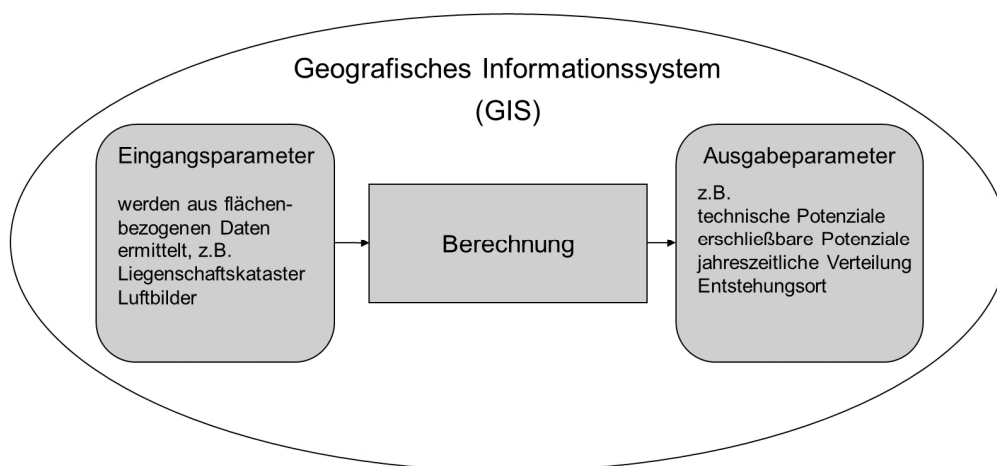


Abbildung 1: System zur GIS-basierten Bioressourceninventur

Das System (Abbildung 1) besteht aus verschiedenen Eingangsgrößen, die im GIS, welches als Datencontainer und Lieferant der Eingangsparameter dient, abgelegt sind. Auf Basis die-

ser Daten werden in einem Berechnungsteil die Ausgabegrößen bestimmt. Diese werden in einem dritten Schritt über das GIS ausgegeben und optisch dargestellt. Zur Bestimmung der notwendigen Eingangsparameter werden die für die Verwertung interessanten organischen Stoffströme identifiziert und die verwertungsrelevanten Eigenschaften bestimmt, welche durch das System in Form der Ausgabeparameter ermittelt werden sollen. Auf Basis dieser können die spezifischen Datensätze definiert und deren Abhängigkeiten von den räumlichen, klimatischen und zeitlichen Randbedingungen festgelegt werden. Die Parameter der Datensätze teilen sich in von den Eingangsparametern direkt oder indirekt abhängige Werte auf. Diese werden über Literaturdaten, theoretische Berechnungen und empirische Erhebungen sowie Befragungen bestimmt. Die genauen Einflussfaktoren werden ermittelt und damit eine Relation zwischen Eingangsparametern und Ausgabeparametern in einem Berechnungsteil hergestellt.

Daraus ergeben sich die Fragestellungen:

- Welche Bioressourcen entstehen auf welchen Flächen?
- Wie groß ist das jeweilige technische Potenzial?
- Welche Einflussfaktoren bestimmen die Potenziale und die weiteren verwertungsrelevanten Eigenschaften?
- Welche Parameter aus den Flächendaten werden benötigt und aus welchen verfügbaren Flächendaten können die Eingangsparameter bestimmt werden, anhand derer sich die Potenziale und die verwertungsrelevanten Eigenschaften ermitteln lassen?

In den folgenden Abschnitten sollen die einzelnen Teile detaillierter erläutert werden.

4.1 AUSGABEWERTE

Das System liefert dem Anwender die Parameter, welche für die Planung und Auslegung von Verwertungs- und Logistikkonzepten benötigt werden. Es wird daher ein Bioressourcenkatalog aller identifizierten, relevanten Bioressourcenströme aufgestellt. Der Fokus richtet sich hierbei auf die im urbanen Raum anfallenden Stoffströme. Es wird eine Methodik entwickelt auf Basis derer die Parameterentwicklung auch die hier nicht ausführlich betrachteten Parameter in das System einbinden lassen. Hierfür werden die Bioressourcen zunächst in die Herkunftsbereiche unterteilt, welche im Allgemeinen in der Abfallwirtschaft, in Statistiken und Biomassepotenzialstudien unterschieden werden. Zusätzlich lassen sich die theoretisch vorhandenen Bioressourcen und die technisch erschließbaren Potenziale ermitteln.

4.1.1 Bioressourcen

Der Begriff Bioressourcen umfasst generell jegliche Ressourcen biologischen Ursprungs. Er schließt sowohl die in der Deutschen Biomasseverordnung (BiomasseV) nach §2 anerkannte Biomasse als auch die in §3 nicht als Biomasse anerkannten Stoffe, außer durch Mineralisierung veränderte Biomasse, wie fossile Energieträger und mineralisierte Biomasse am Meeresgrund ein. In der Österreichischen Norm ÖNORM M 7101 ist Biomasse wie folgt definiert: "Unter dem Begriff Biomasse versteht man alle organischen Stoffe biogener, nicht fossiler, Art und umfaßt also in der Natur lebende und wachsende Materie und daraus resultierende Abfallstoffe, sowohl von der lebenden als auch schon abgestorbener organischer Masse".

Außerdem schließt der Begriff Bioressourcen organische Anteile inklusive Faeces und Urin des in Deutschland in § 54 Abs.1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31. Juli 2009 definierten Abwassers ein.

Die in den für verschiedene Gebiete durchgeführten Biomassepotenzialstudien unterscheiden vorwiegend nach Herkunft bzw. nach den Flächenkategorien oder -nutzungen:

- Landwirtschaft
- Forstwirtschaft
- Landschaftspflege
- Industrie und Gewerbe
- Siedlung
- Verkehr
- Wasserflächen

(vgl. Arez & Hirschl 2007; Frorath et al. 2006; IZES 2011; Würdinger 1997).

Andere Studien unterteilen nach Stoffstromeigenschaften in übergeordnete Biomassefraktionen, wie Holz, Halmgut, Dung, Energiepflanzen, Grünmasse, Reststoffe (Baur & Haas 2002; Kaltschmitt & Thrän 2008) oder detailliertere Stoffströme (IZES 2011; Leible et al. 2003; Starck et al. 2011; Witzenhausen-Institut 2010).

Für eine Umsetzung im GIS und für eine spätere Nutzung der Daten zur Konzeptentwicklung ist eine Differenzierung nach der Herkunft sinnvoll, sodass zum einen nachvollzogen werden kann, woher die Potenziale stammen und diese unmittelbar für standortabhängige Logistikkonzepte genutzt werden können.

Obgleich das System für jegliche Bioressourcen fester und flüssiger Art geeignet ist und schlussendlich auch alle Bioressourcen beinhalten soll, werden in dieser Arbeit Erträge von Energiepflanzen und Reststoffe aus der Landwirtschaft nicht betrachtet, da diese in den Bereich der Agrarwirtschaft fallen. Daten für Energiepflanzen, Futter- und Lebensmittel sowie deren Reststoffe wie Stroh sind weithin bekannt. Umfangreiche Datenzusammenstellungen darüber finden sich in Baur & Haas (2002), Fritsche et al. (2004), IZES (2011), Kaltschmitt et al. (2009), Raussen et al. (2010a) und Witzenhausen-Institut et al. (2008). Außerdem werden diese im Allgemeinen bereits einer Verwertung zugeführt. Eine Integration in das flächenbasierte GIS-System kann daher einfach über die bekannten Flächennutzungsdaten und in der Literatur genannte Aufwuchs- und Ertragsparameter erfolgen.

Im Themenband KA 1 der Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA 2008) sind die einwohnerbezogenen durchschnittlichen Abwassermengen von Privathaushalten zusammengefasst, sodass die einwohnerbezogene Umsetzung im GIS System mit diesen Daten durchführbar ist. Für sonstige Abwasserströme (z.B. von Industriebetrieben) ist oftmals kein Flächenbezug herstellbar, da es sich um von diversen Faktoren, wie z.B. der Anlagen- oder Betriebsgröße, abhängige Punktquellen handelt. Über die Parameter wie Betriebsart und -größe ließen sich auch für diese Punktquellen Parameter in das System integrieren. Dies setzt voraus, dass spezifische Daten bekannt sind. In dieser Arbeit werden daher nur feste Biomassereststoffe und bisher nicht verwertete Biomasse betrachtet. Energiepflanzen und Abwasser finden keine Berücksichtigung.

Der Abfallwirtschaftsplan (AWP) Siedlungsabfälle der Hansestadt Hamburg vom 16. Oktober 2007 (FHH 2007) unterteilt Abfälle in Siedlungsabfälle aus Haushaltungen, Gewerbliche Abfälle sowie Markt- und Straßenreinigungsabfälle, welche in weitere Unterkategorien untergliedert werden (Anhang 1). Er beinhaltet die in der Stadt von kommunalen und privaten Entsorgern angegebenen Sammel Mengen, welche als Abfall deklariert sind. Hieraus wurden die Stoffströme identifiziert, welche überwiegend oder in großen Teilen Organik enthalten. Zusammen mit der Kategorisierung der Biomassepotenzialstudien ergibt sich die Zuordnung der Herkunft, der Fraktionen und der Stoffströme in Tabelle 1.

Tabelle 1: Herkunft, Fraktionen und Stoffströme von Biomasse nach verschiedenen Biomassepotenzialstudien und dem AWP Hamburg (FHH 2007)

Flächenkategorien	Biomassefraktion	Stoffstrom
Landwirtschaft	Halmgut, Energiepflanzen, Reststoffe, Gülle	Gras, Energiepflanzen, Gülle, Stroh, Kurzumtriebshölzer
Forstwirtschaft	Holz	Waldrestholz
Landschaftspflege	Halmgut, Holz, Grünmasse	Gras, Grünschnitt, Knickholz
Industrie und Gewerbe	Holz, Grünmasse, Reststoffe	Industrierestholz, Altholz, Gebraucht- holz, Grünabfall, Restabfall, Klär- schlamm, Schlachtnebenprodukte, Spei- seabfälle, Marktabfälle
Siedlung	Halmgut, Holz, Grünmasse, Reststoffe	Restabfall, Bioabfall, Grünabfall, Grün- schnitt, Rasenschnitt, Altholz, Klär- schlamm
Verkehr	Halmgut, Holz, Grünmasse	Gras, Baumschnitt, Grünschnitt, Stra- ßenlaub
Wasserflächen	Holz, Reststoffe	Treibsel

Auf Basis des in Tabelle 1 dargestellten Detaillierungsgrads ergibt sich eine n:m Kardinalität. Das heißt jeder Herkunftsart können mehrere Stoffströme zugeordnet sein und umgekehrt (Abbildung 2).

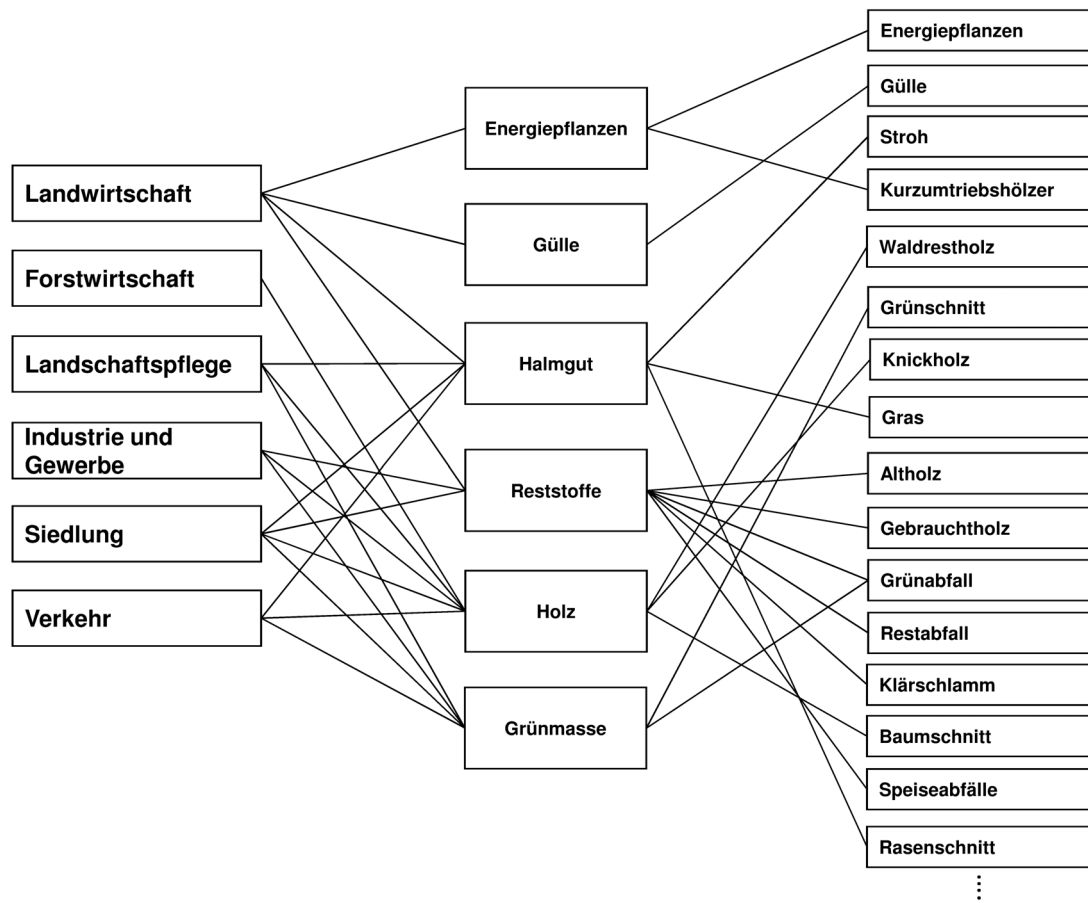


Abbildung 2: Kardinalitäten der Herkunftsarten, der Bioressourcenkategorien und der Substratströme

Für eine Ermittlung der jeweiligen Bioressourcen und deren Eigenschaften stellt dies kein Problem dar, sofern die einzelnen Entitäten immer dieselben verwertungsrelevanten Parameter beinhalten. Es müsste folgerichtig Gras aus der Landwirtschaft, aus der Landschaftspflege und von Verkehrsflächen dieselben Parameter aufweisen.

Dass dies nicht immer der Fall sein kann, ergibt sich logisch aus einer unterschiedlichen Bewirtschaftung der jeweiligen Flächen (Schnitthäufigkeit, Düngung) und der unterschiedlichen Zusammensetzung des Stoffstroms Gras (Leguminosen, Gräser und Kräuter) (vgl. DLG 2012; Egger et al. 2003; Himstedt et al. 2005). Es ist daher notwendig Herkunftsflächen und Stoffströme soweit zu unterscheiden, dass 1:n Beziehungen möglich werden. Abbildung 3 zeigt beispielhaft die 1:n Kardinalitäten für Halmgut von Landschaftspflegeflächen und landwirtschaftliche Grünflächen. Zudem müssen die Herkunftsflächen weiter unterschieden werden. Im Bereich Siedlung gibt es z.B. vornehmlich Wohnbauflächen, welche weiter nach Art der Bebauung unterteilt werden können (vgl. Kapitel 4.3.3), aber auch Freizeit- und Erholungsanlagen, Gewerbe (z.B. Supermärkte, Gaststätten, Betreuungseinrichtungen etc.).

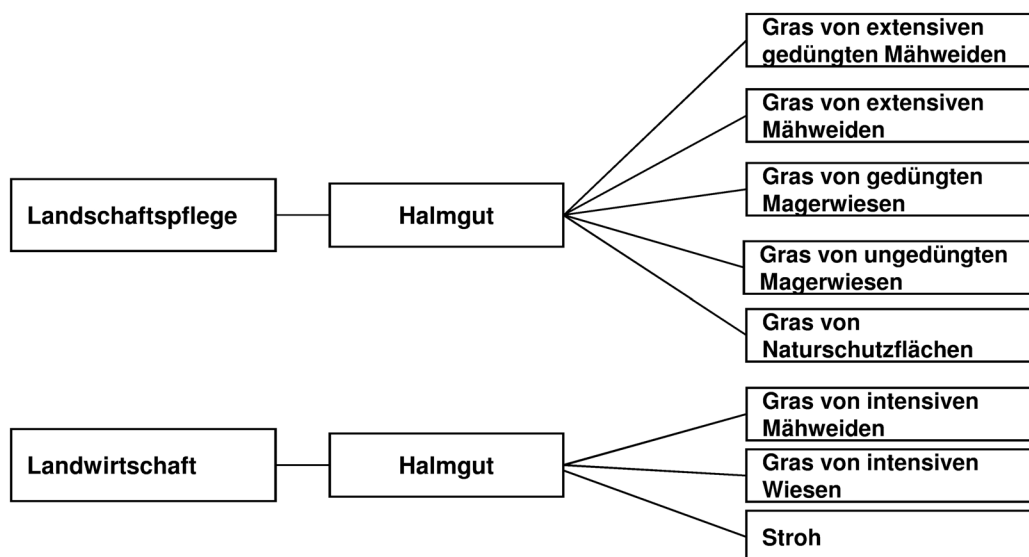


Abbildung 3: 1:n Kardinalitäten beispielhaft für Halmgut von Landschaftspflegeflächen und landwirtschaftlichen Grünflächen

Zusätzlich ist bei der Planung von Verwertungsanlagen und -konzepten die Wirtschaftlichkeit von entscheidender Bedeutung. Im Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2012) ist die Vergütung von Energie aus Biomasse geregelt. Diese wird unter anderem aufgrund der Herkunft des verwerteten Materials berechnet, sodass Stoffströme gleicher Art und unterschiedlicher Herkunft verschiedenen Einsatzstoffklassen zugeordnet werden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Vergütung nach EEG (2012) für ähnliche Stoffströme unterschiedlicher Herkunft

Herkunft	Bezeichnung Biomassever- ordnung	Einsatz- stoffklasse	Bonus zzgl. Grundvergütung nach EEG 2012
Landwirtschaft	Gras einschließlich Ackergras	I	2,5 – 6,0 ct/kWh
Landschaftspflege	Landschaftspflegegras	II	6,0 – 8,0 ct/kWh
Verkehrsflächen	Straßenbegleitgras	0	0

Neben stofflichen und saisonalen Eigenschaften sind demnach auch die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen direkt von der jeweiligen Flächennutzung abhängig. Es sollen daher die jeweiligen Bioressourcen und ihre verwertungsrelevanten Eigenschaften aufgrund der Flächennutzung, -struktur und -parameter ermittelt werden. Dafür werden die einzelnen Flächennutzungen betrachtet (Kapitel 4.1.3) und die dort jeweils entstehenden in Spalte 3 von Tabelle 1 aufgelisteten Bioressourcen identifiziert und in Abhängigkeit der Flächennutzung charakterisiert und ggf. in weitere Stoffströme unterteilt. Hierbei wird davon ausgegangen, dass die Potenziale direkt von der jeweiligen Flächennutzung abhängig sind und daraus hergeleitet

werden können. Es wird dem Ansatz unterschiedlicher Biomassepotenzialstudien gefolgt (vgl. Tabelle 1), welche den Flächen bestimmte Biomassepotenziale zuordnen. Auf die relevanten Flächen und die Eingangsdaten wird detailliert in Kapitel 4.1.3 eingegangen.

Für die weitere Verwendung der Daten, z.B. zur Entwicklung von Einsammelungs- und Logistikkonzepten, der Verwertungsanlagenkonzeption sowie der Standortfindung ist die Verortung der Bioressourcen von großer Bedeutung, sodass die einzelne Fläche als Bezugspunkt für Input- und Output-daten angesehen werden kann.

Gleichzeitig bestimmt die jahreszeitliche Verteilung maßgeblich die Verwertungswege und Sammellogistik. Eine Bioressource, die konstant über das Jahr verteilt anfällt, hat andere Konzepte zur Folge, als eine Bioressource, welche nur in einem kurzen Zeitraum, dafür jedoch in großer Menge produziert wird. Hierfür müssten z.B. Lager- und Konservierungsmöglichkeiten geschaffen werden. Daher sollen die Ausgabeparameter sowohl Mengenangaben (theoretisches und technisches Potenzial (Kapitel 4.1.2) und Angaben zum Entstehungsort als auch Angaben zum jahreszeitlichen Aufkommen beinhalten. Weitere Ausgabeparameter stellen neben den Mengenangaben die „verwertungsrelevanten Parameter“ dar, welche in (Kapitel 4.1.3) ausführlich behandelt werden.

Einschränkender Weise soll hierbei nur Abfallbiomasse betrachtet werden, welche im urbanen Raum anfällt. Eine Erweiterung des Systems durch Bioressourcen, welche dem ländlichen Raum zugeordnet werden können, ist jedoch zu einem späteren Zeitpunkt möglich.

Ebenso ist die Integration weiterer Ressourcen wie z.B. recycelbaren Verpackungsmaterials (LVP) oder Elektroschrotts möglich. Punktquellen, wie spezielle Industrien können in einem flächenbasierten System zunächst keine flächenabhängigen Parameter zugeordnet werden. Um diese ebenfalls im System ergänzen zu können, müssen Standorte wie z.B. Deponien und Kläranlagen, Biogas- und Verbrennungsanlagen oder Industrie- und Gewerbebetriebe über deren bekannten Parameter beschrieben werden oder ihnen müssen aufgrund ihrer Rahmenbedingungen wie Einzugsgebiet oder Anlagengröße parametrisiert Stoffströme zugeordnet werden.

4.1.2 Potenzialbegriff

Nach IZES (2011) lässt sich der Begriff des Biomassepotenzials in ein theoretisches, ein technisch-ökologisches, ein wirtschaftliches sowie ein realisierbares Potenzial differenzieren (Abbildung 4).

Das **theoretische Bioressourcenpotenzial** beschreibt die Menge der in einem definierten Gebiet und Zeitraum anfallenden Bioressourcen und stellt damit die maximale, theoretische Menge dar. Aufgrund von technischen, ökologischen, strukturellen und administrativen Beschränkungen kann das theoretische Potenzial meist nur zu sehr geringen Teilen erschlossen werden (Kaltschmitt et al. 2009). Für die Entwicklung von Bioressourcenverwertungskonzepten ist es daher von untergeordneter Bedeutung und wird im Folgenden nicht angegeben.

Das **technische Potenzial** berücksichtigt die auf technischen, strukturellen und ökologischen Restriktionen sowie die auf gesetzlichen Vorgaben basierenden unüberwindbaren Schranken und stellt damit das aus technischer Sicht verfügbare Potenzial dar (ebd.). In Bezug auf die

betrachteten Reststoffe stellt das technische Potenzial die maximal tatsächlich verwertbare Menge der Bioressourcen dar.

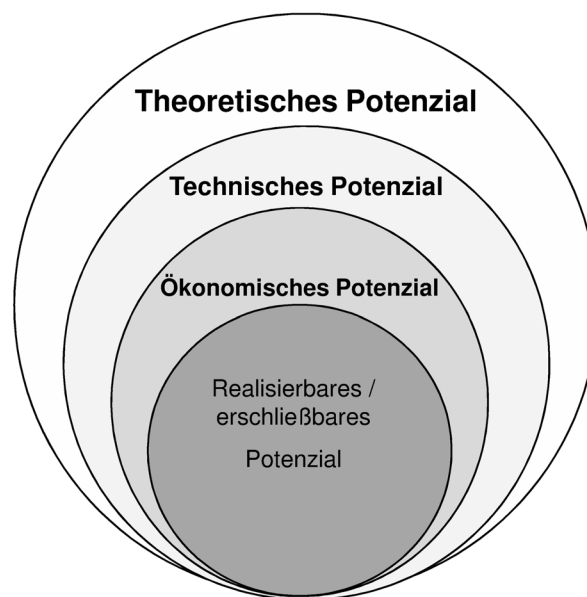


Abbildung 4: Definition des Potenzialbegriffs (adaptiert nach Thrän et al. 2010)

Das **wirtschaftliche Potenzial** ist der Anteil des technischen Potenzials, der unter Beachtung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen erschlossen werden kann. Diese hängen sowohl von den Kosten der Verwertungsprozesse, von der Preisentwicklung der fossilen Energieträger, Rohstoffe und Nahrungsmittel als auch von den politischen Rahmenbedingungen ab. Da diese Faktoren jeweils sehr spezifische Abhängigkeiten aufweisen, wird das wirtschaftliche Potenzial nicht betrachtet.

Für die Nutzung der Bioressourcen stellt die Einsammlung der Ressourcen einen entscheidenden Einflussfaktor dar. Eine vollständige Einsammlung der Bioressourcen ist in der Abfallwirtschaft oftmals davon abhängig, in wieweit der Abfallbesitzer bereit oder in der Lage ist, diesen in einer bestimmten Form zur Verfügung zu stellen oder zu verwerten, sodass neben ökonomischen und politischen Beschränkungen weitere individuelle, administrative, strukturelle, persönliche, soziale und sozioökonomische Rahmenbedingungen hinzukommen, welche das wirtschaftliche Potenzial weiter einschränken. Das damit beschriebene **realisierbare Potenzial** kann aufgrund der bestehenden Komplexität nicht detailliert bestimmt werden. Ungeachtet der vielfältigen Einflussfaktoren, sollen für die privaten Haushalte Abschätzungen für eine angenommene Ausweitung der bestehenden Sammelsysteme, wie z.B. der Biotonne durchgeführt werden und dafür die **erschließbaren Potenziale** ermittelt werden.

Der AWP sowie die Abfallstatistiken enthalten Mengenangaben zu den eingesammelten Stoffströmen, welche demnach einem wirtschaftlichen bzw. erschließbaren Potenzial entsprechen (unter Einbeziehung der Gebühren und der Quersubvention der Biotonne sowie den rechtlichen Rahmenbedingungen und einem ggf. vorhandenen Entsorgungsauftrag / Verpflichtung). Hierdurch können die aktuellen eingesammelten Mengen bestimmt werden, worüber ggf. die erschließbaren Potenziale abgeschätzt werden können. Zur Ermittlung des tech-

nischen Potenzials, welches die zurzeit technisch erfassbaren Bioressourcen umfasst, sind jedoch weitere Einflussparameter notwendig.

4.1.3 Verwertungsrelevante Parameter

Die Verwertungsmöglichkeiten eines Stoffstroms werden durch physikalische, chemische und bio-chemische Eigenschaften bestimmt. Diese entscheiden darüber, welches Verfahren für die Verwertung möglich sowie ob und welche Vorbehandlungsschritte für ein effizientes Verfahren unternommen werden müssen. Neben der generellen Eignung eines Stoffstroms für bestimmte Prozesse beeinflussen vor allem die potenziellen Mengen, der Entstehungsort sowie die Möglichkeiten zur wirtschaftlichen Einsammlung die Entscheidung zum Bau einer Verwertungsanlage. Für den Bau und den wirtschaftlichen Betrieb einer Anlage muss eine bestimmte Mindestgröße erreicht werden. Die Substrate müssen eine ausreichende Energiedichte besitzen, damit Transportkosten und Transportenergie niedrig gehalten werden können. Somit kommt dem Entstehungsort und damit dem Transportweg zur Anlage eine große Bedeutung zu. Außerdem sind die Art der Sammlung und die Erfassung der vorhandenen Potenziale von großer Bedeutung.

Für die Verwertung der Stoffströme ist der Energiegehalt ein entscheidender Einflussparameter. Für thermische Verfahren werden ein ausreichender Heizwert sowie ein geringer Aschegehalt benötigt. Biomasseheizkraftwerke verwerten je nach Anlagentechnik im Allgemeinen holziges Material, mit Wassergehalten zwischen 5 % und 60 % und Aschegehalten bis 5 %, bei Vorschubrostfeuerung bis zu 50 % (Nussbaumer et al. 2009). Holziges Material ist für eine Verwertung in Biogasanlagen ungeeignet, da die Lignocellulose im anaeroben Milieu nicht von den Mikroorganismen umgesetzt werden kann (Körner et al. 2010). Im Gegensatz dazu sind andere Materialien mit geringem Lignocelluloseanteil und hohen Anteilen anaerob abbaubarer Kohlenhydrate, Fette und Proteine für eine Verwertung in einer Biogasanlage gut geeignet. Für ganzheitliche Verwertungskonzepte ist zudem die Qualität der eingesetzten Substrate in Hinblick auf Schadstoffgehalte wichtig, damit die Reststoffe nach der Behandlung (z.B. Kompost, Gärrest) weiterverwendet werden können.

Verbrennung: Für das energetische Potenzial bei der Verbrennung ist der Heizwert (H_u) die wesentliche Kenngröße. Dieser wird im Wesentlichen durch den Wassergehalt, den Anteil organischer Komponenten, den nicht brennbaren Glührückstand (Asche) und einiger weiterer Elemente wie Schwefel und Stickstoff bestimmt. Für eine selbstgängige Verbrennung muss der Heizwert über 5.000 kJ / Kg liegen (Kranert & Cord-Landwehr 2010). Der Wassergehalt reduziert den Heizwert und damit den Energiegewinn enorm, da für die Verdampfung des vorhandenen Wassers (spezifische Verdampfungsenthalpie des Wassers bei 25°C: 2442 kJ / kg H_2O ; Würdinger et al. 1997) ein Teil der Energie benötigt wird. Der Brennwert ist das Maß für die thermische Energie eines Stoffs ohne Einbeziehung des Wassergehalts. Dieser liegt für nativ-organische Trockensubstanz bei rund 20.000 kJ / kg TS (Dach 2000). Im Detail variiert er jedoch für die verschiedenen chemischen Verbindungen (z.B. Hemicellulosen: 14.000 – 18.200 kJ / kg, Cellulose: 17.000 – 17.500 kJ / kg, Lignin: 17.000 – 29.900 kJ / kg (Kienzle et al. 2001)).

Vergärung: Bei der Vergärung sind der Anteil anaerob abbaubarer organischer Substanz und der nicht biologisch umsetzbaren organischen und mineralischen Bestandteile sowie der Wassergehalt von Bedeutung. Wassergehalte über 90 % begünstigen den anaeroben Umsatz. Unter 20 % findet keinerlei anaerobe Abbauproduktivität statt. Zu niedrige Werte können durch Wasserzugabe erhöht werden. Sehr hohe Wassergehalte erschweren eine technische Umsetzung der Verwertung, da infolge des Verdünnungseffekts die Einstellung der optimalen Temperatur energieaufwändig wird und eine im Verhältnis zum Energiegehalt sehr große Anlagendimensionierung notwendig wird. Durch geeignete Vorbehandlungsverfahren, z.B. mittels Membrantechnik, können diese entwässert werden, wodurch die Aufkonzentration der organischen Bestandteile stattfindet (vgl. Röper 2012).

Hinsichtlich der organischen Substanz verändert sich die biologische Abbaubarkeit von organischen Stoffen wie in Abbildung 5 dargestellt. Lignin ist nicht anaerob abbaubar und behindert in holzigen Substraten durch den Einschluss von Cellulosen und Hemicellulosen in einem Ligninkomplex den mikrobiellen Zugang zu diesen Kohlenhydraten, wodurch nur Teile der abbaubaren Substanzen im Holz anaerob abgebaut werden können. Dennoch kann die Verwendung von holzigen Substraten z.B. als Strukturmaterial in der Trockenvergärung sinnvoll sein, wodurch die Durchströmung des Haufwerks mit dem Perkolat verbessert wird.

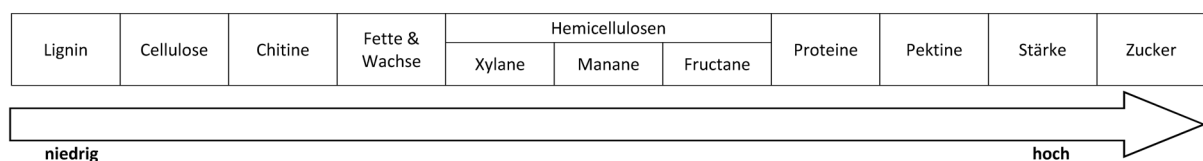
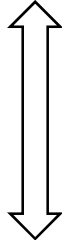
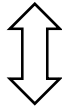
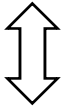


Abbildung 5: Abbaubarkeit von organischen Stoffen (nach Ottow 1997)

Die betrachteten organischen Substrate können nach Bekker (2007) nach ihrer anaeroben Abbaubarkeit aufgeteilt werden (Tabelle 3).

Störstoffe haben einen negativen Einfluss auf die Vergärung, insbesondere bei der Nassfermentation, da Störstoffe die Pumpfähigkeit des Materials verschlechtern und Rohre zusetzen können. Hohe Sand- und Steinanteile sorgen für starke Verschleißerscheinungen an Pumpen, Rohren und Rührwerken. Störstoffe, wie Folien, können bei der Nassfermentation die Funktion der Rührwerke beeinflussen und bei der Trockenfermentation als Barriere die gleichmäßige Durchströmung des Materials behindern.

Tabelle 3: Anaerobe Abbaubarkeit und Zuordnung zu den betrachteten Bioressourcen nach Bekker (2007)

Anaerobe Abbaubarkeit	Verantwortliche Komponenten	Küchenabfall	Krautige Grünabfälle	Holziges, Laub
sehr leicht	z.B. Mono- und Disaccharide			
leicht	z.B. Stärke; zahlreiche Proteine			
mittelmäßig	z.B. Fette, Hemicellulosen			
schwer	z.B. Cellulose			
nicht	z.B. Lignin			

Für die **Kompostierung** gelten ähnliche verwertungsrelevante Rahmenbedingungen hinsichtlich organischer Substanz, Glührückstand und Nährstoffgehalt, wie für die Vergärung. Unterschiede gibt es hinsichtlich des Wassergehaltes, welcher optimaler Weise im Bereich zwischen 40 und 70 % liegen sollte. Hierbei sind für holzige Substrate die höheren und für holzarme die niedrigeren Wassergehalte anzustreben. Die Abbaubarkeit der chemischen Grundkomponenten verhält sich analog der Abbildung 5. Im Gegensatz zur Vergärung ist aerob auch die Ligninfraktion teilweise abbaubar. Damit sind auch holzige Substrate verwertbar. Eine weitere verwertungsrelevante Eigenschaft ist zudem der hohe Humusgehalt der Produkte, für welche der Anteil an Organik in den Ausgangssubstraten maßgeblich ist. Störstoffe wie Erde, Sand und kleine Steine behindern den Kompostierungsprozess im Allgemeinen nicht.

Die betrachteten Stoffströme setzen sich aus verschiedenen Fraktionen zusammen, deren Anteile von der Jahreszeit sowie Flächennutzung und -bewirtschaftung abhängig sind.

Diese Parameter sollen zusätzlich in dem System integrier- und darstellbar sein. Aufgrund der Komplexität und Variabilität der Parameter, erfolgt die Festlegung der verwertungsrelevanten Parameter für das GIS über die aus Literaturwerten ermittelten Mittelwerte und Schwankungsbreiten. Oldenburg et al. (2011) und Oldenburg et al. (2012) geben detailliert Parameter zum Biogaspotenzial, Heizwert, TS- und Aschegehalt sowie Elementarzusammensetzung verschiedener Rasen- und Grasschnittproben an. Schmidt (2007) und Vogt et al. (2002) ermitteln aus verschiedenen Untersuchungen Werte der chemischen und physikalischen Analysen von Bioabfällen aus Haushalten. Weitere Parameter wie, z.B. die Schüttdichten ermitteln Gallenkemper et al. (1990), Gallenkemper (1988), Gellenbeck et al. (1994), Ketelsen & Doedens (1992), Krogmann (1989) und Scheffold (1998). Eine Zusammenstellung der verwertungsrelevanten Parameter aus diversen Literaturquellen für Lebensmittelabfälle und Gartenabfälle aus privaten Haushalten befindet sich in Kapitel 6.2. Aus den Eigenschaften der einzelnen Bioressourcenströme ergeben sich zum Teil für zusammen gesammelte Fraktionen, wie z.B. Lebensmittelabfall, Rasen und holzige Gartenabfälle in der Biotonne unterschiedliche optimale Verwertungswege. Die Anteile der einzelnen Fraktionen haben daher entscheidenden Einfluss auf die Effizienz der Verwertungsanlagen.

4.2 EINFLUSSFAKTOREN UND BERECHNUNGSPARAMETER

Die Potenziale und Eigenschaften der Bioressourcenströme unterliegen bestimmten Einflussfaktoren. Ein Großteil der Bioressourcenströme entsteht durch Pflege und Instandhaltung von Gärten und Grünflächen und ist damit abhängig von der vorherrschenden Vegetation, welche durch die klimatischen Bedingungen, Bodenverhältnisse und Nutzungsart und Art der Bewirtschaftung geprägt wird. Es müssen daher regionaltypische Parameter bestimmt werden. Außerdem kommt der Bewirtschaftung der Flächen eine große Bedeutung zu, welche sowohl den zeitlichen Verlauf des Anfalls sowie die Qualität des Stoffstroms bestimmt. Als Beispiel sei hier die Düngung von Wiesen und Rasenflächen genannt.

Andere Bioressourcen werden von den Einwohnern und Betrieben produziert. Diese werden von Nutzerverhalten und Gewohnheiten sowie der Art des Gewerbebetriebs bestimmt. Der regionale Bezug steht einer Verallgemeinerung der Parameter gegenüber. Es werden daher Parameter für die Modellregion Bergedorf entwickelt, welche jedoch eine Abgrenzung und eine Anpassung an die jeweiligen regionalen Verhältnisse zulassen. Durch den Bezug auf den Stoffstrom sowie auf die Eingangsparameter bilden sie die Grundlage für die Berechnung der Ausgabewerte und werden in einer Datenerhebung ermittelt.

Zur Bestimmung der Potenziale und verwertungsrelevanten Eigenschaften der Bioressourcen stehen vielfältige Methoden und Datenquellen zur Verfügung, welche jeweils in Hinblick auf die Potenzialarten verschieden gut geeignet sind. Um die genannten Parameter bestimmen zu können, wurden verschiedene Datenerhebungen durchgeführt. Diese umfassen:

- Auswertung von Statistikdaten
- Auswertung von Literaturdaten
- Befragungen, Umfragen, Fragebögen
- Eigene Abfallsortierungen
- Auswertung bereits vorhandener Abfallsortierungen
- Auswertung von Luftbildern

Hierbei müssen die Verlässlichkeit der Daten sowie deren Schwankungsbreiten ermittelt und bewertet werden, um Aussagen über die Genauigkeit der ermittelten Ausgabeparameter treffen zu können.

4.2.1 Statistiken und Daten der Verwaltung und von Entsorgungsunternehmen

Aus statistischen Daten und Daten der Entsorgungsunternehmen sowie Daten der Bezirksverwaltung lassen sich die derzeit eingesammelten Mengen ermitteln. Über die detaillierte Zusammensetzung der eingesammelten Stoffströme liegen im Allgemeinen keine Daten vor. Statistische Daten beziehen sich zudem oftmals auf größere Einheiten wie Städte oder Bezirke und können von den zuständigen Stellen nicht weiter aufgeschlüsselt werden. Sie lassen sich daher nur bedingt und in einer geringen Detaillierung spezifischen Flächen zuordnen. Die Daten der Entsorgungsunternehmen und der Verwaltung liefern deutlich genauere Informationen, da sich diese oftmals einem Auftrag oder einer Tourenplanung zuordnen lassen. Damit können diese Daten Jahreszeiten zugeordnet werden und es lassen sich ggf. Informationen der physikalischen Eigenschaften, wie z.B. Dichten ermitteln. Sowohl die Daten der Statistikäm-

ter sowie die Daten der Entsorger und Verwaltung beinhalten nur die derzeit eingesammelten Mengen. Nicht gesammelte oder direkt verwertete Mengen werden nicht erfasst. Ebenso stehen oftmals keine anderen Daten als die Mengen zur Verfügung, sodass keine Aussagen über die Zusammensetzung erfolgen können. Die Daten können daher zur Abschätzung des erschließbaren Potenzials verwendet werden. Für eine Hochrechnung auf das technische Potenzial sowie die Ermittlung weiterer verwertungsrelevanter Parameter sind weitere Daten notwendig.

4.2.2 Literaturdaten

Wie in Kapitel 4.1.1 beschrieben existieren eine Vielzahl von Parametern und Werten für die Biomassepotenzialermittlung, womit sich vor allem im Bereich der Landwirtschaft und der Forstwirtschaft über eine geeignete Flächenzuordnung die jeweiligen potenzielle bestimmen lassen. Wie die Datenanalyse zeigt, bestehen vor allem Unsicherheiten in Bezug auf städtische Bioressourcen aus Gärten und Haushalten. Insbesondere wurden große Schwankungsbreiten, fehlende Angaben über die Datengrundlage und die genaue Flächenzuordnung sowie mangelnde Aktualität festgestellt. Daher müssen hierfür Methoden der Datenerhebung entwickelt werden, um aus bestehenden Daten die Berechnungsparameter für das System entwickeln zu können.

4.2.3 Befragungen, Umfragen, Fragebögen

Für die Datenerhebung für den Bezirk Bergedorf wurden neben den öffentlichen Entsorgern private Entsorger, Garten- und Landschaftsbaubetriebe, der Baumpfleger, Betriebe des Gaststättengewerbes, der Land- und Forstwirtschaft sowie private Haushalte und Verbände mit Fragebögen und in persönlichen Gesprächen zu den jeweils im Zuständigkeitsbereich anfallenden Bioressourcen befragt. Auf die in dieser Arbeit relevanten Befragungen wird detailliert in Kapitel 5.5 eingegangen.

4.2.4 Abfallsortieranalysen

Zur Identifikation und Bestimmung der in Privathaushalten produzierten Haushaltsabfälle werden im Allgemeinen Abfallsortierungen durchgeführt. In der „Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen“ (RL Abfallanalytik) (LfUG Sachsen 1998) werden diese ausführlich beschrieben. Demnach ist eine derartige Sortierung grundsätzlich aufwändig und daher im Umfang klein zu halten.

Ziel der Abfalluntersuchungen ist es, die Abfallzusammensetzung der Privathaushalte zu bestimmen, um damit die Mengen, die Zusammensetzung sowie den jahreszeitlichen Verlauf der Bioressourcen von Privathaushalten für das System zu erhalten. Außerdem dienen die Abfallsortierungen zur Probenahme und Charakterisierung der einzelnen Fraktionen. Im Bereich der bio-organischen Fraktion ist der Detaillierungsgrad vorhandener Sortieranalysen im Allgemeinen beschränkt, sodass über einzelne Fraktionen, wie z.B. Lebensmittelabfall, Renschnitt und Hecken- und Strauchschnitt keine genauen Aussagen gemacht werden können. Dies kann jedoch im Hinblick auf die spätere Verwertung und die Prozesstechnik von Relevanz sein. Die durchgeführten eigenen Abfallsortierungen dienen damit als Basis zur Ein-

schätzung und Charakterisierung bereits vorhandener, weniger detaillierter Abfallsortierungen.

4.2.5 Auswertung von Luftbildern

Die in Deutschland flächendeckend vorhandenen digitalen Daten der Liegenschaftskatasters (ALKIS, DSGK, ALK / ALB), können unter Verwendung der dort angegebenen tatsächlichen Nutzung als Basis für die Potenzialermittlung herangezogen werden. Diese geben nur begrenzt Anhaltspunkte bezüglich der vorherrschenden Vegetation, sodass z.B. die Aufteilung von Garten- oder Parkflächen in die unterschiedlichen, Bioressourcen produzierenden Flächen, wie Rasen, Hecken und Bäume, anhand der vorhandenen Daten nicht möglich ist. Durch die Auswertung von Luftbildern bezüglich der Vegetation können die jeweiligen Flächenanteile einzelner Flurstücke oder Gebiete bestimmt werden. Hierfür kann eine manuelle Auswertung von nach statistischen Gesichtspunkten ausgewählten Flächen durchgeführt werden. Ebenso bietet sich eine Automatisierung der Klassifizierung dieser Flächen oder des gesamten betrachteten Gebiets mit einer geeigneten Luftbilderkennungssoftware und Farbspektren- oder objektbasierten Auswertungsmöglichkeiten an (vgl. Kapitel 3 und 5.1.3).

4.2.6 Geoinformationssysteme (GIS)

Mit einem GIS lassen sich beliebige raumbezogene Daten erfassen, verwalten, analysieren und präsentieren (s.a. Kapitel 3). Auf dem Markt ist eine Vielzahl kommerzieller und kostenloser Open-Source-Systeme verfügbar, welche jeweils für bestimmte Anwendungsbereiche optimiert sind oder sich dafür anpassen lassen. Zu den bekanntesten Herstellern für kommerzielle GIS-Software zählen ESRI (ArcGIS), Intergraph / Hexagon Geospatial (GeoMedia, ERDAS IMAGINE), Manifold System, Mapinfo, Supergeo (SuperGIS), Disy Informationssysteme GmbH (Cadenza) und Mettenmeier Utility Solutions (Smallworld).

ESRI ArcGIS stellt hierbei eine weltweit verbreitete GIS-Software mit vielfältigen Funktionen und Anwendungen zur Verwaltung, Darstellung und Analyse von Geodaten dar. Da ArcGIS im Bereich von Verwaltung und Unternehmen zur Touren-, Flächenbewirtschaftungs- sowie Stadt- und Verkehrsplanung eingesetzt wird und durch eine Landeslizenz der Stadt Hamburg an der TU Hamburg-Harburg eine kostenlos nutzbare Lizenz verfügbar ist, werden die Untersuchungen mit dieser Software durchgeführt.

Die für die Identifikation und Bestimmung von Bioressourcen in städtischen Gebieten relevanten und für Deutschland verfügbaren Geodaten sind im Kapitel 4.3 näher beschrieben. Neben den bereits bestehenden Eingangsdaten können die im System bestimmten Ausgabe-werte ebenfalls in der Datenbank abgelegt und entsprechend raumbezogen zugeordnet und dargestellt werden. Diese können anschließend als Grundlage für weitere Anwendungsfelder des Geoinformationssystems, zur Entwicklung von Logistikkonzepten, Standortfindung für Verwertungsanlagen und Lagerflächen sowie zur Bestimmung von Einzugsgebieten und zur Distribution von Produkten verwendet werden.

4.3 EINGANGSPARAMETER

In Deutschland werden eine Vielzahl von Einwohner- und Flächennutzungsdaten von den Ämtern und Behörden erhoben. Diese finden sich in statistischen und geographischen Daten wieder. Ausschlaggebend für die zu erwartenden Bioressourcen sind wie in Kapitel 4.1 „Ausgabewerte“ beschrieben die Flächennutzung, die Bewirtschaftung, die Siedlungsstrukturen sowie die Einwohner und die Art und Anzahl der Lebensmittel produzierenden und verarbeitenden Betriebe. Aus dem für Hamburg vorhandenen Kartenmaterial, statistischen Daten und Einwohnerdaten werden diejenigen identifiziert, die direkt oder indirekt mit den verwertungsrelevanten Eigenschaften der Bioressourcen verknüpft werden können und welche als Eingabeparameter für das System geeignet sind. Kriterien für die Eignung sind:

1. Die Daten sind flächendeckend für das zu untersuchende Gebiet in elektronischer Form vorhanden.
2. Die Daten sind zugänglich und dürfen verwendet werden.
3. Die Daten lassen sich den jeweiligen Flächen zuordnen oder sind bereits als Flächendaten vorhanden.
4. Zusätzlich sollen Eingabeparameter verwendet werden, welche nicht nur regionalspezifisch vorhanden sind, sondern weitestgehend deutschlandweit verfügbar sind, um eine spätere Übertragbarkeit zu gewährleisten.

Für die Ermittlung der verwertungsrelevanten Parameter der Bioressourcen stehen die in den vorhergehenden Abschnitten entwickelten Datensätze zur Verfügung. Diese müssen mit Geodaten in der GIS-Datenbank, welche Eingangsparameter für die Berechnung liefern, verknüpft werden. Hierdurch werden den ermittelten Bioressourcen genaue Positionen zugeordnet. Dabei bestimmen der Detaillierungsgrad der Geodaten und der Berechnungsparameter die mögliche Genauigkeit der Ausgabedaten.

Als Eingangsdaten stehen in Deutschland vielfältige digitale Geodaten zur Verfügung. Diese lassen sich allgemein in Rasterdaten (Pixeldaten) und Vektordaten unterscheiden.

4.3.1 Rasterdaten

Rasterdaten sind aus Pixeln in einem regelmäßigen Raster mit einer festen Maschenweite aufgebaut. Jeder Pixel kann durch seine Lage im Raster anhand der x- und y-Koordinate beschrieben werden und füllt genau die Fläche, welche durch die Rasterweite vorgegeben ist. Die geometrische Auflösung wird daher von der Rasterweite bestimmt, welche als Bodenauflösung (Kantenlänge eines Pixels) angegeben wird. Je nach Farbtiefe, wird jeder Pixel mit 1 bis 32 Bit dargestellt, wobei der Nullwert ein Pixel unsichtbar macht und jeder andere Wert dem Pixel einen definierten Farbwert zuordnet. Nachteil dabei ist eine begrenzte und gröbere Auflösung und die nicht eindeutige Identifikation von Punkten, Linien und Flächen sowie großer Speicherbedarf in Abhängigkeit der Auflösung.

Satelliten- und Luftbilder beinhalten im Allgemeinen keine weiteren Attribute, welche Informationen sie über die Art und Potenziale von Bioressourcen bereitstellen, sodass eine zusätzliche Auswertung der Daten bezüglich der Vegetation oder Flächennutzung erfolgen muss (siehe Kapitel 4.2.5). Der Vorteil ist hierbei, dass darüber großflächig und je nach Auflösung

sehr detaillierte zusätzliche Informationen über die Beschaffenheit der Flächen erhalten werden können, welche in den Katasterdaten nicht enthalten sind. Eine Genauigkeit von über 85 % ist jedoch oftmals nicht zu erreichen.

Raster Geodaten werden in Deutschland von den Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland als Digitale Orthophotos (DOP) mit unterschiedlicher Bodenauf-
lösung in ATKIS nach einem bundeseinheitlichen Standard geführt. DOP sind grundsätzlich verzerrungsfreie und maßstabsgetreue Rasterdaten photographischer Abbildungen der Erdoberfläche, welche aus orientierten Luftbildern und einem digitalen Geländemodell abgeleitet werden (AdV 2012).

In Abhängigkeit von der Bodenauf-
lösung werden die Spezifikationen DOP40 (Bodenauf-
lösung 40 cm) und DOP20 (Bodenauf-
lösung 20 cm) unterschieden. Es können jedoch auch auf den Anwendungszweck bezogene Luftbilder mit Bodenauf-
lösungen bis zu 2 cm und topogra-
phische Geländemodelle sowie Höhendaten durch Befliegungen mit Spezialekameras und Laserscannern produziert werden.

Hierbei können verschiedene Spektralkanäle verwendet werden, welche in Tabelle 4 dargestellt sind.

Tabelle 4: Spektralkanäle bei der Luftbilderstellung nach AdV(2010) und WVGA (2013)

Bezeichnung	Beschreibung	Farbspektren
RGB	3-Kanal-Echtfarbbild	Rot, Grün, Blau
CIR	3-Kanal-Infrarotbild	NIR, Rot, Grün
PAN	Panchromatisches Bild	SW
RGBI	4-Kanal-Farbbild	Rot, Grün, Blau, NIR
Multispektral	8-Kanal Farbbild	Coastal, Blau, Grün, Gelb, Rot, Rot Edge, NIR1, NIR2

Satellitenbilder, welche auch als Rasterdaten vorliegen, werden von Satelliten fotografiert und können für die gleichen Spektralkanäle in maximalen Bodenauf-
lösungen bis 50 cm erworben werden. Die Eingangsparameter, die aus diesen Daten ermittelt werden und die Grundlage für die Berechnungen bilden können, sind:

- Zusammensetzung der Vegetation
 - z.B. Gras und Rasen, Laubbäume, Nadelbäume, Landwirtschaft, Wald
- Baumkronen
- Gebäude
- Vegetationsfreie Flächen
- Höhen der Vegetation und der Bebauung
- Digitales Oberflächenmodell

4.3.2 Vektordaten

Im Vektormodell werden Geoobjekte durch Koordinaten in einem eindeutigen räumlichen Bezugskoordinatensystem angegeben. Hierbei werden gerichtete Strecken (Vektoren) durch

Einzelpunkte sowie Anfangs- und Endpunkte angegeben, wodurch sämtliche geometrische Informationen, also Punkte, Flächen und Linienbögen diskretisiert werden können (de Lange 2006). Hierbei werden Linienbögen aus einer Folge von Vektoren und Flächen durch die sie begrenzenden Linien beschrieben (ebd.). Da das Vektormodell ausschließlich durch Punkte (Koordinaten) beschrieben wird, ist es von der graphischen Auflösung unabhängig und die Genauigkeit der Geodaten wird allein durch die Anzahl und Genauigkeit der sie beschreibenden (notwendigen) Koordinatenpunkte bestimmt. Hierdurch kann auch bei großen Unterschieden des betrachteten Maßstabs ein hoher Detaillierungsgrad mit relativ geringem Datenvolumen erreicht werden.

Im Jahr 2009 wurde in Hamburg begonnen, die eigenständigen Geodaten aus dem Automatisierten Liegenschaftsbuch ALB, der Automatisierten Liegenschaftskarte (ALK) und der Digitale Stadtgrundkarte (DSGK) durch das Amtliche Liegenschaftskatasterinformationssystem ALKIS zu ersetzen, welches im Wesentlichen Flurstücksgrenzen und Flurstücksnummern, Gebäude mit Hausnummern und Stockwerksangaben, Gewässer, Straßen und Straßennamen, Verwaltungsgrenzen, Topographie z. B. Gewässer, Böschungen, Straßenbäume sowie Nutzungsarten beinhaltet. Diese stehen als Vektordaten zur Verfügung.

Daneben existiert das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem (ATKIS), welches geotopographische Daten enthält, die in Form von digitalen Erdoberflächenmodellen bereitgestellt werden.

Die Digitale Karte 1 : 5000 (DK5) wird aus dem ALKIS abgeleitet und mit Daten aus dem ATKIS sowie mit ausgewählten Höhen von Geländepunkten aus einer Laserscannerbefliegung ergänzt. Zusätzliche Flächendaten sind daher in der DK5 nicht vorhanden. Die Digitale Stadtkarte (DISK) und die Digitale Regionalkarte (DIRK), welche ebenfalls aus dem ALKIS abgeleitet sind, sind nicht als Vektordaten verfügbar, sodass sich von ihnen keine Flächendaten extrahieren lassen. Sie enthalten ebenfalls keine zusätzlichen Informationen und können daher nicht als Eingangsparameter für das System verwendet werden.

Neben dem Landesamt für Geographie und Vermessung unterhält in Hamburg vor allem die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU) weitere Karten, die für eine Auswertung hinsichtlich der Bioressourcenströme verwendet werden können. Das Biotopkataster dient als Grundlage für landschafts- und naturschutzorientiertes Handeln (Brandt & Engelschall 2011) und bildet das Gebiet der Freien und Hansestadt Hamburg (FHH) unterteilt in fast 400 Biotoptypen komplett ab (projects energy 2009). Die Flächen werden anhand ihrer Vegetation und Schutzbedürftigkeit bewertet (vgl. Netz 2006). Durch diese sehr genaue Unterteilung im Vektorformat (1 : 5.000) können die im Biotopkataster definierten Flächen als Basis für die Bioressourcenermittlung verwendet werden. Das Straßenbaumkataster beinhaltet alle Straßenbäume und zum Teil Bäume auf öffentlichen Flächen mit Angaben wie z.B. Art, zum Kronendurchmesser und zum Pflanzjahr. Auch diese Daten können zur Bioressourcenbestimmung verwendet werden. Weitere Pläne des Landschaftsprogramms (LAPRO), des Freiraumverbundsystems (FREIRAUM) oder der Flächennutzungsplan (FNP) enthalten ähnliche Daten wie das Biotopkataster und sind für die jeweiligen Zwecke generalisiert worden. Neben den jeweiligen Flächen, werden auch von Einwohnern, Gewerbe oder Industrie Bioressourcen produziert, welche einer Verwertung zugeführt werden müssen.

Hierfür stehen verschiedene Quellen zur Verfügung. Bestimmte Gebäudenutzungen sind bereits im ALKIS hinterlegt, sodass z.B. Standorte von Kläranlagen, Krankenhäusern, etc. bestimmt werden können. Aussagen über die Art und Größe der Betriebe sind jedoch damit nicht zu treffen. Ein aktuelles, aussagekräftiges Gewerbekataster, welches entsprechende Daten liefert, könnte dafür verwendet werden. Dies ist jedoch in Hamburg im Bezirk Bergedorf nicht vorhanden.

In Tabelle 5 befindet sich eine Übersicht über das verfügbare Karten- und Geodatenmaterial und eine Einordnung in die Nutzbarkeit.

Tabelle 5: Verfügbares Karten- und Geodatenmaterial und eine Einordnung in die Nutzbarkeit

Geodaten	Datenformat	Inhalt	als Inputdaten nutzbar
DK5	Vektor	Ableitet aus ALKIS und ATKIS	gut
DISK	Raster	Generalisierung der DK5	nein
DIRK	Raster	Generalisierung der DK5	nein
Digitale Orthophotos (DOP)	Raster	Luftbilder mit bis zu 10 cm Bodenauflösung	gut
ALKIS (vormals (ALK, ALB und DSGK))	Vektor	Liegenschaftsdaten	sehr gut
Biotopkataster (APRO)	Vektor	Flächenaufteilung und Bewertung für die Belange des Natur- und Landschaftsschutzes	sehr gut
Landschaftsprogramm (LAPRO)	Vektor		gut
Flächennutzungsplan (FNP)	Vektor		gut
Freiraumverbundsystem (FREIRAUM)	Vektor		gut
Straßenbaumkataster	Vektor	Standorte und Eigenschaften von Straßenbäumen	sehr gut
Melderegister (nicht öffentlich)	Tabelle	Einwohnerdaten	(sehr gut)
Daten der Entsorger	Vektor	Standorte und Art der Abfallbehälter	sehr gut

Eingangsparameter, die diesen Daten entnommen werden und die Grundlage für die Berechnungen bilden können, sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Eingangsparameter für die Bioressourceninventur

Geoobjekt	Eigenschaften
Flurstücke	Flurstücksgröße
	Straßenflächen
	tatsächliche Nutzung
Gebäude	Gebäudegrundfläche
	Anzahl der Geschosse
	Straßenname
	Hausnummer
	Dachform
	tatsächliche Nutzung
Statistische Gebiete und Baublöcke	Einwohnerzahlen
	Altersstrukturen
Biotopkataster	Flächennutzung
	Flächenbewirtschaftung
	Vegetation
	Naturschutz

Eine Studie zum Biomassepotential in der Freien und Hansestadt Hamburg (projects energy 2009) teilt die in der Stadt vorkommenden Flächen in 12 Flächenkategorien ein (Tabelle 7), welche auf der Einteilung im Biotopkataster basieren und die in Tabelle 1 dargestellten Flächenkategorien weiter unterteilen. Hierbei wurden den bebauten, versiegelten Flächen sowie den Wasserflächen keine Bioressourcen zugeordnet.

Tabelle 7: Herkunft von Biomasse nach Biomassepotenzialstudien und Flächenaufteilung der Hansestadt Hamburg nach projects energy (2009)

Flächenkategorien in Hamburg	Biomasse
Acker	Energiepflanzen, Erntereste
Obstanbau	Gras, Baumschnitt, Stammholz, Schwachholz
Wiesen, Weiden	Gras
Wald	Schwachholz, Restholz
Knick, Hecke	Holzhäcksel, Heckenschnitt
Naturschutz	Gras, Mischgrün
Verkehr, inkl. Grünstreifen, Straßenbäume	Straßen- und Schienenbegleitgrün, Holzhäcksel, Straßenlaub
Wohnumfeld	Lebensmittelabfall, Gartenabfall
Friedhöfe	Baum- und Strauchschnitt, Laub, Pflanzenabfälle inkl. Rasen
Erholung, Sport	Rasen, Baum- und Strauchschnitt
Bebaut, versiegelt	-
Wasserflächen	Sohlmahd, Langgras, Treibsel

Im ALKIS kann die Flächennutzung aus Tabelle 1 aus dem Objektartenkatalog unter „tatsächliche Nutzung“ ermittelt werden. Hierfür stehen verschiedene Objektarten aus den Bereichen Siedlung, Vegetation und Verkehr zur Verfügung (Tabelle 8)

Tabelle 8: Objektarten der relevanten Nutzungen in ALKIS

Objektart	Kennung
Siedlung	
Wohnbauflaeche	41001
FlaecheGemischterNutzung	41006
SportFreizeitUndErholungsflaeche	41008
Friedhof	41009
Siedlungsfläche	41010
Vegetation	
Landwirtschaft	43001
Wald	43002
Gehölz	43003
Heide	43004
Bauwerke, Anlagen und Einrichtungen für den Verkehr	
Straßenverkehrsanlage	53002
Weg, Pfad, Steig	53003
Gleis	53006
Flugverkehrsanlage	53007

Diese können z.B. durch weitere Merkmale weiter differenziert werden, wobei hier beispielhaft u.a. die in Tabelle 9 dargestellten Objektarten verwendet werden können.

Tabelle 9: Beispiele für Objektarten zur weiteren Differenzierung von Flächen und Objekten nach AdV (2008)

Objektart	Kennung	Wertarten
Vegetationsmerkmal	54001	Nadelbäume, Laubbäume, Hecken, Gras u.a.
DammWallDeich	61003	Deicharten, Knicks u.a.
NaturUmweltOderBodenschutzrecht	71006	Naturschutz- und Ausgleichsflächen u.a.
Bewertung	72004	Siedlungsstrukturen u.a.

Weitere interessante Inputdaten sind, soweit sie aktuell und verfügbar sind, Daten der Bewirtschaftungsplanung, z.B. von Grünflächen, Forsten, Deichen, Verkehrsflächen etc. oder Register, wie Melde- oder Gewerberegister, welche in einem GIS-kompatiblen Format vorliegen und auf die jeweiligen Flächen bezogen werden können.

Für Deutschland liegt daher im Allgemeinen eine Vielzahl von Daten vor, welche für eine GIS-basierte Bioressourceninventur hinreichend detaillierte Eingangsdaten für das System beinhalten sollten. Die für die Berechnungen im System notwendigen Eingangsdaten werden anhand der gewünschten Ausgangswerte und der Einflussfaktoren und Berechnungsparameter festgelegt.

4.3.3 Siedlungsstrukturen

Für die Bestimmung der Ausgangsparameter sind diejenigen Flächen von Bedeutung, auf denen Bioressourcen entstehen, z.B. Gärten, Grünanlagen, Friedhöfe, Naturschutzgebiete, Forste, sonstige Grünflächen und landwirtschaftliche Flächen. Weiterhin sind einige Bioressourcen vor allem einwohnerabhängig. Entscheidend sind daher die Einwohnerzahl, aber auch das Konsumverhalten sowie die Nutzung von Einrichtungen, in denen organische Abfälle produziert werden, wie Restaurants, Kantinen, Lebensmittelhandel und Märkte. Lebersorger (2004) hat zu den Lebensmittelabfallmengen in Mehrfamilienhäusern umfangreiche Studien durchgeführt und kommt zu dem Ergebnis, dass zwischen einzelnen Lebensgewohnheiten der Haushalte und dem Aufkommen der mengenmäßig bedeutenden Fraktionen aus den Bereichen Ernährung, Kinder und Tiere zum Teil ein Zusammenhang besteht. Im Bereich der Abfälle aus dem Bereich Ernährung seien die Zusammenhänge jedoch so vielschichtig, dass keine Abhängigkeiten von Gewohnheiten, wie der Aufenthaltsdauer der Haushalte in der Wohnhausanlage oder der Bildung der Haushalte abgeleitet werden könnten (Lebersorger 2004). Es zeigen sich jedoch signifikante Einflüsse in Bezug auf den Lebenszyklus. Nach Lebersorger (2004) folgt, dass ein hoher Anteil über 50-Jähriger sowie eine kleine mittlere Haushaltsgröße in einer Wohnhausanlage ein eher geringes Abfallaufkommen einer Wohnhausanlage erwarten ließe, wohingegen bei einem hohen Anteil Jüngerer sowie großen Haushalten ein hohes Abfallaufkommen zu erwarten wäre.

Diese Zusammenhänge lassen sich jedoch mit den vorhandenen Daten nicht quantifizieren und beziehen sich größtenteils auf die gesamte Restabfallmenge, sodass für eine Implementation in ein GIS-basiertes System in Bezug auf die Entwicklung geeigneter Parameter weitere Untersuchungen notwendig wären. Zudem kann sich die Erhebung oder die Ermittlung der notwendigen Eingangsparameter, wie die Gewohnheiten der Haushalte, schwierig gestalten. Daten über die Altersstrukturen und Haushaltsgrößen könnten einfacher, z.B. über Einwohnermeldedaten ermittelt werden, sodass dieser Ansatz für eine zukünftige Erweiterung des Systems von Interesse sein kann.

Anders als bei den meisten städtebaulichen Problemstellungen sind für die Bestimmung von Bioressourcen nicht die Gebäude sondern vor allem die begrünten Freiflächen, die Einwohner sowie die Gebäudenutzung interessant. Fricke (2003) ermittelt nach einer Auswertung von Zusammensetzungen von Hausmüll mit und ohne Anschluss an die Biotonnensammlung deutliche Unterschiede in Zusammensetzung und spezifischer Menge in verschiedenen Siedlungsstrukturen. Krogmann (1994) bestimmte bei den Rest- und Bioabfallmengen verschiedener Siedlungsstrukturen Unterschiede bis Faktor 4. Es wird daher untersucht, welchen Einfluss die Siedlungsstrukturen auf den Bioressourcenanfall haben. Hierfür müssen zunächst die Siedlungsstrukturen definiert und Möglichkeiten gefunden werden, diese anhand von in den Eingangsdaten enthaltenen Parametern zu identifizieren.

Die Bestimmung von Siedlungsstrukturen kann anhand von Flur-, Grundstücks- und Bebauungsdaten mittels der Parameter Geschossflächenzahl (GFZ), Anzahl der Geschosse, Grundstücksfläche, Gebäude pro ha und EW pro ha erfolgen (Ziedorn et al. 2008) (Tabelle 10).

Tabelle 10: Siedlungstypenkatalog nach Ziedorn et al. (2008)

Siedlungstyp	GFZ	Geschosse	Grundstücksfläche	Gebäude	EW
			in m ²	pro ha	pro ha
Freistehende Einzel- und Doppelhäuser	0,2 – 0,4	1,5 – 2	400	8 – 16	40
Stadt villen	0,6	2,5	750	10	60
Verdichtete Reihenhäuser	0,3 – 0,8	2	250	10 – 20	130
Blockbebauung	1,2 – 3,5	3 – 4	350	8 – 16	260
Zeilenbebauung	0,8 – 1,3	3 – 4	700	10 – 15	400
Scheibenhausenbauung	1,6	10 – 15	11.500	1	184
Großformbebauung	1,0 – 1,8	4 – 10	26.400	0,5	125
Punkthochhäuser	3,5 – 7	8 – 15	2.000	4 – 6	500

Sofern keine detaillierten Daten bezüglich der einzelnen Flur- oder Grundstücke z.B. des Liegenschaftskatasters vorliegen, kann zur morphologischen Beschreibung der baulich-räumlichen Organisation bzw. der städtischen Strukturen als auch zur Charakterisierung ökologischer Eigenschaften des Stadtgefüges der Strukturtypenansatz verwendet werden (West-

phal 2008). Dieser stellt zu einer Vollerhebung der erforderlichen Daten, welche meist zu einem unverhältnismäßigem Zeitaufwand führt, eine sinnvolle Alternative dar (ebd.).

Hierbei wird davon ausgegangen, dass innerhalb einer Stadt verschiedene Teilgebiete mit ähnlichen Grundstücken und Gebäuden und deren Anordnung zueinander bestehen, welche sich in Bezug auf Bodeneinteilung, Bebauung, Erschließung, Bepflanzung und Maßstabsebenen beschreiben lassen (vgl. Frick 2008). Aufgrund der detaillierten Daten im Liegenschaftskataster (DSGK / ALKIS) kann auf die Bestimmung von Siedlungsstrukturen mit der Strukturtypenmethode, z.B. anhand von Luftbildern verzichtet werden. Die Bestimmung der Bioressourcenpotenziale erfolgt auf Basis der einzelnen Flurstücke und Gebäude sowie der Einwohnerzahlen des Statistikamts-Nord.

Tabelle 11: Unterscheidung der einzelnen Gebietsstrukturen (GS) nach Fricke et al. (1994), basierend auf Gallenkemper et al. (1990)

GS	Bezeichnung der Gebietsstruktur	Beschreibung der Gebietsstruktur
I	City Gebiete	Gekennzeichnet durch eine hohe Bebauungsdichte und einen hohen Anteil von Gewerbebetrieben (Einzelhandel und Dienstleistungen), starke Behinderung durch Verkehr, enge bauliche Verhältnisse, schwierig zu erreichende oder weit entfernte Standplätze; große Behälterzahl pro Ladepunkt; keine Gärten, kein Abstandsgrün, Eigenkompostierung nicht möglich.
II	Geschlossene Mehrfamilienhausbebauung	Geschlossene innerstädtische Bebauung mit mindestens drei Vollgeschossen oder mindestens sechs Wohneinheiten je Hauseingang. Große Behälterzahl je Ladepunkt, oft weitere Abtransportwege der Sammelbehälter. Kaum Gewerbe, keine Gärten, kaum Abstandsgrün, Eigenkompostierung nicht möglich.
III	Offene Mehrfamilienhausbebauung	Moderne Wohnsiedlung mit Mehrfamilienhäusern mit mindestens sechs Wohneinheiten je Hauseingang, große Behälterzahl je Ladepunkt. Kaum Gärten, Abstandsgrün vorhanden, Eigenkompostierung begrenzt möglich durch sog. Quartierkompostierung.
IV	Ein- und Zweifamilienhausbebauung	Neubauwohngebiete, ohne gewachsene Strukturen, mit Ein- und Zweifamilienhäusern und vereinzelt dazwischen gelegene kleinere Mehrfamilienhäuser mit weniger als sechs Wohneinheiten je Hauseingang. Ladepunkt mit wenigen Behältern. Jedem Grundstück ist ein privat genutzter Garten zuzuordnen, überwiegend Ziergartennutzung, Eigenkompostierung möglich.
V	Dörflich gewachsene Struktur	Alte Dorfstruktur, z.T. enge Bebauung, überwiegend Ein- oder Zweifamilienhäuser, durchsetzt mit landwirtschaftlichen Betrieben. Ladepunkt mit sehr wenigen Behältern, hohe Zwischenfahrzeiten. Überwiegend Nutzgärten, Eigenkompostierung möglich.
VI	Zersiedelte Bebauung	Gebiete mit aufgelockerter, ländlicher Bebauung; Weilerstruktur oder Einödhöfe. Ladepunkt mit sehr wenigen Behältern, sehr hohe Zwischenfahrzeiten; überwiegend landwirtschaftliche Betriebe mit Möglichkeit zur innerbetrieblichen Verwertung von organischen Abfällen im eigenen Betrieb, Eigenkompostierung möglich.

Fricke et al. (1994) teilt nach Gallenkemper et al. (1990) die Gebiete in 6 Gebietsstrukturen ein (Tabelle 11). Eine ähnliche Aufteilung findet sich auch bei Gallenkemper (1977 zit. nach Krogmann 1994), wobei die dörfliche und die zersiedelte Bebauung zusammengefasst als aufgelockerte Bebauung bezeichnet werden. Krogmann (1994) unterteilt Siedlungsstruktur 4 weiter in Einfamilienhausgebiete und Reihenhaushausgebiete und die offene Mehrfamilienhausbebauung in Mehrgeschossige Bebauung und Hochhäuser und führt für Gebietsstruktur 1 den Begriff Städtisches Kerngebiet ein.

Die Abfallsortierungen von ITU (1991) teilt die Siedlungsstrukturen in umgekehrter Reihenfolge in 8 von der Baubehörde 1988/89 erhobenen Kategorien auf (Tabelle 12).

Tabelle 12: Einteilung der Siedlungsstrukturen nach EP-Kategorien der Hamburger Baubehörde 1988/89 nach ITU (1991)

EP-Kategorie	Einwohnerverteilung in %	Beschreibung der Siedlungsstruktur
1	15	Einzelhäuser mit Gärten größer 500 m ²
2	6	Einzelhäuser mit Gärten bis 500 m ²
3	7	Reihen- und Doppelhäuser
4	2	Stadthäuser
5	25	Wohnblocks in Zeilenbauweise
6	11	Wohnblocks, Blockrandbebauung
7	20	Enge innerstädtische Bebauung
8	12	Großsiedlungen
9 und 10	2	Gebiete mit ausschließlich gewerblicher Nutzung
Summe	100	

Diese wurden zur Verringerung der Sortiergruppen in der Haus- und Geschäftsmüllanalyse 2000 von Witzenhausen-Institut & JOMA (2000) in 4 Siedlungsstrukturen zusammengefasst (Tabelle 13), welche auch in der Hausmüllanalyse von 2008 (JOMA & Witzenhausen-Institut 2008) verwendet wurde.

Tabelle 13: Siedlungsstrukturen der untersuchten Abfallsortieranaysen von JOMA & Witzenhausen-Institut (2008) und Witzenhausen-Institut & JOMA (2000)

Siedlungsstruktur	Beschreibung
Siedlungsstruktur 1 – 4	Einfamilienhäuser, Reihenhäuser, Stadthäuser
Siedlungsstruktur 5 / 6	Mehrfamilienhäuser/Zeilenbauweise, Blockrandbebauung
Siedlungsstruktur 7	innerstädtische Bebauung
Siedlungsstruktur 8	Großsiedlungen

In Anlehnung an diese Aufteilung wurden die eigenen Abfallsortieranaysen für Einfamilienhäuser und Doppelhäuser) (EFH), Reihenhäuser (RH) und Mehrfamilienhäuser (MFH) durchgeführt, wobei aufgrund eingeschränkter Möglichkeiten auf die Untersuchung der Siedlungsstrukturen 7 und 8 verzichtet werden musste. Im Folgenden werden zur Unterscheidung von Siedlungsstrukturen und Bebauung die in Tabelle 14 dargestellten Bezeichnungen verwendet.

Tabelle 14: Verwendete Bezeichnungen (Abkürzungen) für Bebauung und Siedlungsstrukturen

Bezeichnung	Beschreibung
EFH	Einfamilienhäuser, Doppelhäuser, Stadthäuser
RH	Reihenhäuser
MFH	Mehrfamilienhäuser, innerstädtische Bebauung
GWA	Großwohnanlagen, Großsiedlungen, Hochhäuser
1 – 4	EFH, RH
5 – 8	MFH, GWA

4.4 ZUSAMMENFASSUNG SYSTEMANALYSE

Grundlage der Bestimmung der Bioressourcenpotenziale ist ein geografisches Informationssystem, in dem für die Berechnung notwendige geographische Raster- und Vektordaten abgelegt sind. Die zugehörigen und die aus den Rasterdaten z.B. durch Luftbilderkennung und Fernerkundung ermittelten sog. *Features* dienen als Eingangsdaten, aus denen die Attribute als Eingangsparameter verwendet werden. Daraus werden über Berechnungsparameter die Ausgabewerte, wie Potenziale und jahreszeitliche Verteilung ermittelt. Sowohl die Eingangsdaten aus den Raster- und Vektordaten und die Berechnungsparameter als auch die Ausgabewerte sind in dem System in Form von Datensätzen gespeichert.

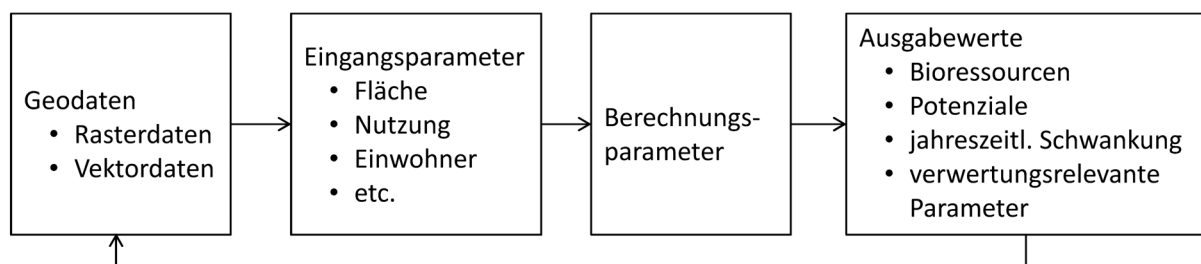


Abbildung 6: Übersicht des Systems zur GIS-basierten Bioressourceninventur

Die Berechnungsparameter werden anhand von unterschiedlichen Datenerhebungen (Statistik, Literatur, Fragebögen und Befragungen, Luftbilddauswertung, Abfallsortierungen, Versuchen und Laboranalysen) bestimmt und validiert.

Die Eingangsdaten sind so gewählt, dass für sie bereits eine Flächenzuordnung besteht. Aus den Eingangsdaten (Geodaten) werden die notwendigen Eingabeparameter entnommen. Zusammen mit den Berechnungsparametern können über Algorithmen die Ausgabeparameter

bestimmt werden. Diese werden der grundlegenden Fläche direkt wieder zugeordnet, sodass sie im GIS flächenbezogen dargestellt und für weitere Anwendungszwecke weiterverwendet werden können.

Die Ausgabeparameter sind die für eine Anlagen- und Verwertungskonzeptentwicklung relevanten Daten, wie die Art der Bioressourcen, die Potenziale mit jahreszeitlichen Schwankungen der Mengen und Zusammensetzung sowie weiterer verwertungsrelevanter Parameter. Nach der Definition der Ausgabewerte werden die Einflussparameter bestimmt, anhand derer sich die Ausgabewerte berechnen lassen. Diese Berechnungsparameter bestimmen die notwendigen Eingangsparameter. Diese sollen aus öffentlich zugänglichen Eingabedaten, die aus Karten und geographischen Daten bestehen, hergeleitet werden. Wichtig ist dabei, dass die Daten Flächen, wie z.B. Flurstücken, zugeordnet sind oder sich Flächen zuordnen lassen. Hierfür werden das Liegenschaftskataster (ALKIS bzw. DSGK), Luftbilder (DOP) und das Biotopkataster verwendet. Es erfolgt ein Abgleich, ob und welche Eingangsparameter in den Eingabedaten vorhanden sind. Notwendige Parameter, die in den Eingangsdaten nicht enthalten sind, werden aus den Geodaten ggf. unter Zuhilfenahme von Literaturwerten bestimmt. Hieraus ergeben sich folgende Zielstellungen:

1. Die im urbanen Raum anfallenden Bioressourcenströme werden identifiziert und der Flächennutzung zugeordnet. (Welche Bioressourcen gibt es und wo entstehen sie?)
2. Die Einflussfaktoren, welche die Potenziale, den jahreszeitlichen Verlauf sowie die verwertungsrelevanten Eigenschaften bestimmen, werden herausgearbeitet.
3. Die bioressourcenspezifischen Einflussparameter werden durch die beschriebenen Datenerhebungen ermittelt.
4. Die ermittelten Werte werden validiert, um eine Aussage über die Genauigkeit der Parameter zu liefern.
5. Die Datengrundlage für 1. und 2. wird flächenspezifisch bestimmt. (Aus welchem flächenbasierten Datenmaterial können die Flächennutzung und die Einflussfaktoren entnommen werden?)
6. Eingangsparameter werden identifiziert und aus den Geodaten ermittelt.
7. Die Ausgabeparameter werden mit den Werten der Datenerhebung und vorhandenen Daten abgeglichen.

5 METHODEN DER DATENERHEBUNG

5.1 AUSWERTUNG DER DIGITALEN GEODATEN

Für die eigenen Untersuchungen standen die DSGK, Digitale Orthophotos (DOP10 und DOP40) sowie die Nutzungsarten der Gebäude aus der Automatisierten Liegenschaftskarte (ALK) zur Verfügung. Zusätzlich konnte die digitale Biotopkartierung der Hamburger Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt sowie Behälterarten und -standorte, welche von der Stadtreinigung Hamburg erhalten wurden, verwendet werden.

Der Fokus der Untersuchungen liegt auf den Bioressourcen der Privathaushalte. Für die Durchführung stehen die Geodaten aus Tabelle 5 generell zur Verfügung. Hieraus lassen sich die für das System relevanten Eingangsdaten ermitteln (Tabelle 15).

Tabelle 15: Übersicht der relevanten Eingangsdaten

Notwendiger Eingangsparameter	Vorhandene Geodaten
Einwohner	Baublockdaten DSGK, Melderegister
Gebäudegrundfläche	DSGK
Gebäudetyp	DSGK
Flurstücksfläche	DSGK
Gartenfläche	DSGK, DOP (ATKIS)
Flächennutzung	DSGK
Abfallbehälter (Art / Größe) des kommunalen Entsorgers	Stadtreinigung Hamburg (nicht öffentl.)

5.1.1 Einwohner und Gebäudetypen, Siedlungsstrukturen

Über die jeweiligen Einwohner liegen beim Einwohnermeldeamt im Melderegister detaillierte Daten, inklusive Adresse, Alter und Geschlecht, vor. Diese sind aus datenschutzrechtlichen Gründen in den meisten Fällen in dieser detaillierten Form nicht verfügbar. Für Mehrfamilienhäuser oder Straßenabschnitte können diese jedoch von der zuständigen Behörde soweit generalisiert werden, dass Rückschlüsse auf einzelne Haushalte nicht möglich sind, sodass sie für die Untersuchungen verwendet werden können. Dieses Verfahren wurde z.B. für die Auswertung der Abfallsortierungen (Kapitel 4.2.4) angewendet, um die Abfallmengen der jeweiligen Einwohnerzahl zuordnen zu können. Hierfür wurden spezifische Daten beim Amt für Statistik angefordert.

Es liegen jedoch auch bereits auf Baublöcke oder statistische Gebiete bezogene Einwohnerdaten beim Amt für Statistik vor, welche dort angefordert werden können.

Je nach geforderter Genauigkeit können die Werte für Baublöcke oder statistische Gebiete ausreichend sein. Baublöcke werden im städtischen Bereich vollständig von Straßen, Wegen, Eisenbahnlinien, Wasserläufen oder sonstigen markanten topographischen Linien umschlossen. Sie stellen die kleinsten regionalen Gliederungsflächen dar und bilden die Grundlage für alle weiteren Verwaltungsgebietseinheiten wie Ortsteile, Stadtteile, Stadtbezirke, etc. Sie set-

zen sich aus mehreren aneinander liegenden Flurstücken zusammen, deren äußere Linien die Begrenzungen bilden (Abbildung 7).

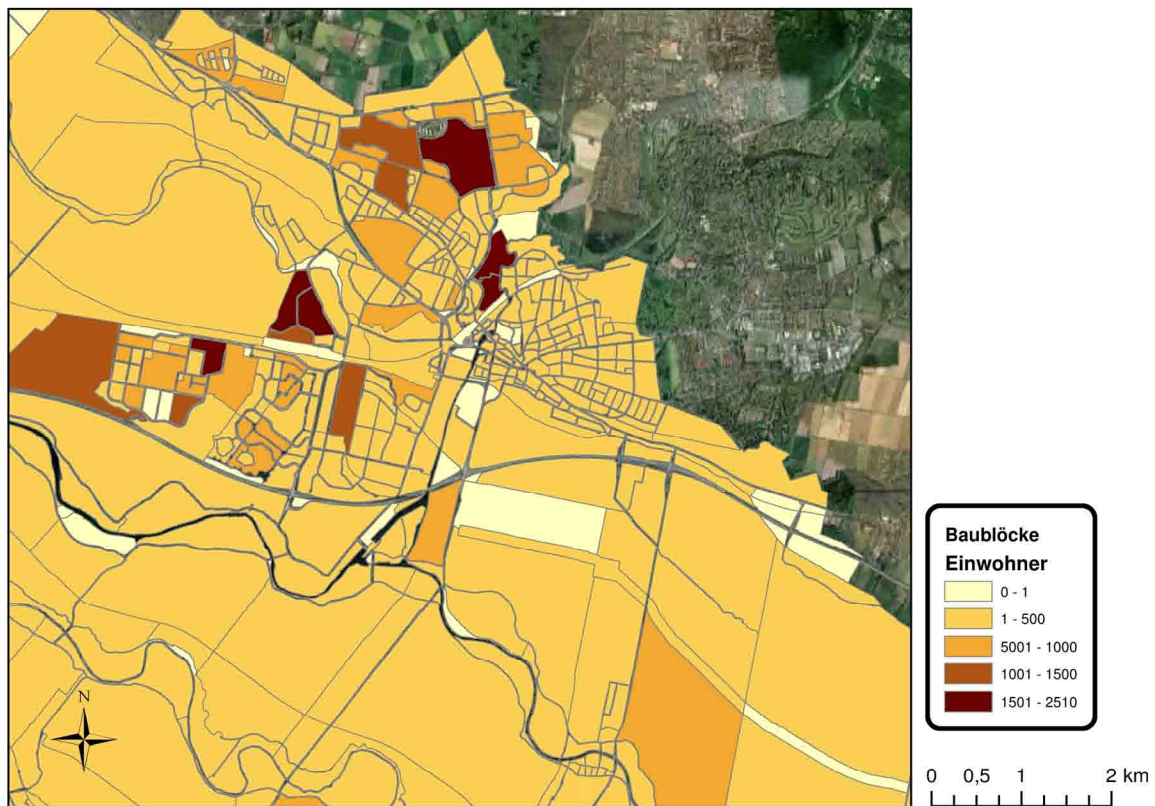


Abbildung 7: Baublöcke in Bergedorf in dicht und dünn besiedelten Gebieten (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

Während im städtischen Bereich die Ausmaße meistens weniger als 1 km messen, kann die Ausdehnung in den ländlichen oder dünn besiedelten Bereichen mehr als 3 km betragen. Für Logistikkonzepte kann es sinnvoll sein, die einzelnen Bioressourcenströme den jeweiligen Flurstücken oder Gebäuden zuzuordnen (Abbildung 8). Sofern die detaillierten Einwohnerdaten des Melderegisters nicht zur Verfügung stehen, können die Daten der Baublöcke auf die gewünschten Einheiten verteilt werden. Hierfür ist eine genaue Kenntnis der Flächen- oder Gebäudenutzung notwendig.



Abbildung 8: Baublock mit Flurstücken und Gebäuden aus dem Liegenschaftskataster (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

In der bis März 2010 zur Verfügung stehenden DSGK war zusammen mit dem ALK für jedes Gebäude eine Nutzungsart sowie ggf. Zweit- und Drittnutzungen angegeben. Über die in Tabelle 16 dargestellten Objektschlüssel aus dem Objektschlüsselkatalog (OSKA) können Wohngebäude identifiziert sowie eine Einteilung in Ein-, Zwei- (Doppel-), Reihen-, Mehrfamilien- und Hochhäuser durchgeführt werden. Zudem enthalten die Daten Angaben über die Geschossanzahl (Abbildung 9) und es können die Flächen der Flurstücke und Gebäude (Grundfläche) im GIS berechnet werden.

Tabelle 16: Objektschlüssel für Nutzungsarten von Wohngebäuden aus dem OSKA des ALK

Objektschlüssel	Nutzungsart
1301	Wohnen
1311	Einfamilienhaus - Einzelhaus
1321	Einfamilienhaus - Doppelhaus
1331	Einfamilienhaus - Reihenhaus
1351	Mehrfamilienhaus - Einzelhaus
1352	Mehrfamilienhaus - Gruppenhaus
1358	Mehrfamilienhaus - Wohnblock
1361	Mehrfamilienhaus - Hochhaus
1371	Wohnheim
1381	behelfsmäßiges Wohngebäude
1396	Wohnnebengebäude



Abbildung 9: Gebäude der DSGK mit Objektschlüsseln und der Geschosszahl (DSGK Hamburg ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

In Gebieten mit reiner EFH- und RH-Bebauung können die Einwohnerzahlen des Baublocks vereinfacht direkt auf die einzelnen Wohngebäude aufgeteilt werden. Hierbei können weitere, die Bewohneranzahl erhöhende Einflüsse, wie z.B. Einliegerwohnungen oder Untervermietung nicht berücksichtigt werden. Eine detailliertere Betrachtung ist aufgrund fehlender zusätzlicher Informationen, aus denen weitere Einflussfaktoren abgeleitet werden könnten, nicht durchführbar.

In Gebieten mit gemischter Wohnbebauung kann eine Abschätzung der Wohneinheiten über die Brutto-Geschossfläche (GFI), welche sich aus der Grundfläche (GF) und der Geschosszahl (GZ) berechnet, zusammen mit den statistischen Daten der durchschnittlichen Wohnungsgröße und der Wohnfläche je Einwohner eines Ortsteils, welche im statistischen Jahrbuch „Bauen und Wohnen“ (Statistik-Nord 2013) veröffentlicht werden, erfolgen (vgl. Töpsch 2009). Die jeweilige Geschossfläche (GFI) der Wohngebäude wird über den Umrechnungsfaktor von 0,8 (vgl. Meinel et al. 2008) in die geschätzte Wohnfläche (WFl_s) umgerechnet (Gleichung 5.1)

$$WFl_s = GFI \cdot 0,8 \quad 5.1$$

Die amtlich-statistische Wohnfläche (WFl_a) des betrachteten Gebiets wird auf Basis der geschätzten Wohnfläche proportional bzw. anteilmäßig als $GWFl_a$ auf die Gebäude verteilt (Gleichung 5.2).

$$GWFl_a = \frac{WFl_s}{\sum_i WFl_{si}} \cdot WFl_a \quad 5.2$$

Hierüber lässt sich aus der amtlich-statistischen durchschnittlichen Wohnfläche je Einwohner ($EWFl_a$) die geschätzte Einwohnerzahl je Gebäude (GEW_s) berechnen (Gleichung 5.3).

$$GEW_s = \frac{GWFl_a}{EWFl_a} \quad 5.3$$

Die durchschnittliche Wohnfläche je Einwohner für die Stadtteile des Bezirks Bergedorf (Statistik-Nord 2010) ist beispielhaft in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17: Durchschnittliche Wohnfläche je Einwohner in den Stadtteilen des Bezirks Bergedorf im Jahr 2009 (Statistik Nord 2010)

Stadtteil	Durchschnittliche Wohnfläche je Einwohner
	[m ²]
Lohbrügge	35,4
Bergedorf	37,2
Curslack	34,3
Altengamme	40,9
Neuengamme	42,0
Kirchwerder	41,3
Ochsenwerder	42,7
Reitbrook	46,1
Allermöhe	26,5
Billwerder	37,2
Moorfleet	50,0
Tatenberg	41,6
Spadenland	36,8

Die alleinige Ermittlung der Einwohner je Gebäude über diese Daten neigt vor allem in Villengebieten aufgrund der überdurchschnittlichen Flächen einzelner Wohneinheiten zu Fehlklassifizierungen. Töpsch (2009) schlägt daher die Einbeziehung von sozioökonomischen Daten wie z.B. Grundstückspreise, jährliches Einkommen je Einwohner, vor.

Insbesondere bei dem Vorhandensein kleinräumiger Daten, z.B. Anzahl der Einwohner in einem städtischen Baublock, besteht die Möglichkeit einer Kombination der Verfahren, indem die Einwohnerzahlen in Gebieten mit reiner EFH-, DH- und RH-Bebauung auf die Gebäude verteilt werden. In Gebieten mit reiner MFH-Bebauung und in Mischgebieten werden die

Einwohner anhand der Geschossfläche auf die Gebäude verteilt. Über den Umweg über die Normalisierung der amtlichen Wohnflächen kann aufgrund der Proportionalität in diesem Fall verzichtet werden.

Liegen bei größeren Gebieten keine detaillierten Daten (z.B. je Baublock) vor, kann die Methode der räumlichen Disaggregation angewendet werden, bei der Daten, die global für eine Region zur Verfügung stehen, mittels räumlich differenzierter Parameter innerhalb der Region verteilt werden können (Steinnocher et al. 2005). Weitere Lösungsansätze dazu liefern Banink & Lenz (2012) und Meinel et al. (2008). Letztere entwickelten ein auf den ATKIS-Daten sowie der Digitalen Topographischen Karte im Maßstab 1:25.000 (DTK25) basierendes vollautomatisches Verfahren zur Bestimmung siedlungsstruktureller Kennwerte in hoher räumlicher Auflösung, in dem Einwohner- und Wohnungszahlen aus der Intrakommunalstatistik auf die Gebäudegrundflächensumme der ausgewählten Blöcke bezogen werden. Im Ergebnis des Verfahrens kann in einem GIS auf Daten der Einzelgebäude und Baublöcke inklusive Typ, gebäude- und blockbeschreibender Kennzahlen sowie einer Schätzung der Einwohner- und Wohnungszahl im Block zugegriffen werden (ebd.). Hierbei wird eine Abweichung von den tatsächlichen Einwohnerzahlen von 7,1 % angegeben, welche durch Anwendung eines pauschalen Korrekturfaktors auf 0,1 % gesenkt werden konnte. Das Verfahren wurde als Programmiererweiterung für ArcGIS unter dem Namen SEMENTA (Settlement Analyzer) implementiert. Über eine detaillierte Auflösung von Einwohnerdaten kann daher in einem GIS eine genaue ortsspezifische, einwohnerbezogene Ermittlung von Bioressourcendaten erfolgen.

In dem Automatischen Liegenschaftskataster Informationssystem (ALKIS), auf welches das ALK und das ALB in Hamburg 2010 umgestellt wurden und welches bis 2014 in gesamt Deutschland eingeführt werden soll, liegen die in Tabelle 16 dargestellten Informationen zu den einzelnen Gebäudetypen nicht mehr vor. In den aktuellen Arbeitshinweisen zur Führung des Objektartenbereichs „Gebäude“ im ALKIS (FHH 2011) sind für Wohngebäude die in Tabelle 18 aufgeführten Funktionen verfügbar.

Tabelle 18: Gebäudefunktionen von Wohngebäuden im Objektbereich Gebäude in ALKIS

1000 Wohnen (allgemein)
1020 Wohnheim
1021 Kinderheim
1022 Seniorenheim
1023 Schwesternwohnheim
1024 Studenten-, Schülerwohnheim
1025 Schullandheim
1100 Mischnutzung mit Wohnen (allgemein)
1110 Wohnen mit Gemeinbedarf
1120 Wohnen mit Handel und Dienstleistungen
1121 Wohnen und Verwaltung
1122 Wohn- und Bürogebäude
1123 Wohn- und Geschäftsgebäude
1130 Wohnen mit Gewerbe und Industrie

1210 Land- und forstwirtschaftliches Wohngebäude
1220 Land- und forstwirtschaftliches Wohn- und Betriebsgebäude
1221 Bauernhaus
1222 Wohn- und Wirtschaftsgebäude
1223 Forsthaus
1310 Freizeit
1311 Ferienhaus
1312 Wochenendhaus
1313 Gartenhaus

Für Wohngebäude sind zudem unter der Attributart „Bauweise“ die in Tabelle 19 dargestellten Attribute hinterlegt.

Tabelle 19: Attributart "Bauweise" für Wohn- und Garagengebäude in ALKIS

Attribut	Beschreibung
1100	freistehendes Einzelgebäude
1200	freistehender Gebäudeblock
1300	Einzelgarage
1400	Doppelgarage
1500	Sammelgarage
2100	Doppelhaushälfte
2200	Reihenhaus
2500	Gebäudeblock in geschlossener Bauweise

Zusätzlich können anhand der Objektart AX_Bewertung (AdV 2008) die Grundstücke nach verschiedenen Gebäudetypen unterschieden werden (Tabelle 20).

Tabelle 20: Grundstücke nach der Objektart AX_Bewertung in ALKIS

Attribut	Beschreibung
1210	Einfamilienhausgrundstück
1220	Zweifamilienhausgrundstück
1230	Mietwohngrundstück
1240	Gemischtgenutztes Grundstück
1250	Geschäftsgrundstück
1260	Sonstiges bebautes Grundstück
1310	Einfamilienhaus auf fremdem Grund und Boden
1320	Zweifamilienhaus auf fremdem Grund und Boden
1330	Mietwohngrundstück, Mietwohngebäude auf fremdem Grund und Boden
1340	Gemischtgenutztes Grundstück, gemischtgenutztes Gebäude auf fremdem Grund

Aus diesen Attributen lassen sich die einzelnen Gebäudetypen klassifizieren. Da während der Durchführung der Untersuchungen die ALKIS-Daten nicht zur Verfügung standen und

ALKIS gerade erst deutschlandweit implementiert wird, kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob und in welcher Form die Ermittlung von Gebäudetypen in ALKIS umgesetzt werden kann. Es wird jedoch angenommen, dass diese sich in ALKIS ebenso genau ermitteln lassen wie in den anderen vorgestellten Methoden.

Aus den Geodaten kann daher eine relativ genaue Bestimmung und Lokalisierung der Einwohner eines Gebiets durchgeführt werden, sodass sich die einwohnerbezogenen Bioressourcen sehr gut über diesen Eingangsparameter ermitteln lassen.

5.1.2 Ermittlung der privaten Gartenflächen anhand des Liegenschaftskatasters

Da für die Flurstücke die Attribute der tatsächlichen Nutzung nicht vorlagen, wurden anhand der Daten aus der DSGK die Flurstücke mit Wohnbebauung identifiziert, indem die Gebäudenutzung mit den Flurstücken über die *Join*-funktion zusammengeführt wurde. Durch diese Funktion in ArcGIS lassen sich beliebige Eigenschaften verschiedener Features, in diesem Fall in neuen Polygonen zusammenfassen.

Hierfür wurden zunächst alle Gebäude mit der Hauptnutzung (NUTZG1) „Wohnen“ (vgl. Tabelle 16) in ein neues *Shapefile* exportiert und die Nutzungsarten mit der *Join*-Funktion auf das jeweilige, das Gebäude beinhaltende Flurstücke bezogen.

Hierbei gibt es mehrere Möglichkeiten

1. Über die Auswahl „*contains*“ werden alle Flurstücke ausgewählt, welche ein Gebäude komplett beinhalten. Gebäude, welche auf mehreren Flurstücken gebaut wurden und damit die Grenzen eines Flurstücks überragen werden damit nicht ausgewählt.
2. Über die Reduzierung der Gebäude-Polygone auf deren Mittelpunkte über das „*Feature to Point*“-Tool und die Umwandlung in ein *Point-Shapefile* werden über „*contains*“ zusätzlich zu den Grundstücken aus 1. die Flurstücke ausgewählt, welche die Mittelpunkte der Gebäude beinhalten.
3. Über die Auswahl „*intersect*“ werden alle Flurstücke ausgewählt, welche Teile eines Gebäudes beinhalten. Gebäude, welche auf mehreren Flurstücken gebaut wurden und damit die Grenzen eines Flurstücks überragen, werden ausgewählt. Sofern ein Gebäudeumriss direkt auf den Flurstücksgrenzen liegt, werden auch benachbarte Grundstücke ausgewählt. Dies kann zur Folge haben, dass Grundstücke ohne Wohnbaunutzung zusätzlich ausgewählt werden. Zum Beispiel werden in dörflichen Gebieten z.T. landwirtschaftliche Flächen zusätzlich der Wohnnutzung zugeordnet.
4. Die Flurstücke ohne Wohnbaunutzung aus 3. können über das Attribut „tatsächliche Nutzung“ identifiziert und ausgeschlossen werden.

Aufgrund der nicht verfügbaren Geodaten „tatsächliche Nutzung“ (4.) wurden die in 3. ausgewählten Grundstücke stichprobenartig manuell durch den Vergleich mit Luftbildern überprüft. Hierbei wurde festgestellt, dass durch das Verfahren Grundstücke mit vorwiegend anderer Nutzung, wie z.B. Schulen, welche ein Wohngebäude für Betriebspersonal beinhalten, ausgewählt werden.

Zusätzlich handelt es sich bei den angrenzenden, fehlerhaft ausgewählten Grundstücken oftmals um deutlich größere Flächen aus dem landwirtschaftlichen Bereich, um Schulen, Ver-

kehrflächen oder Flächen mit gemischter Nutzung, welche über die tatsächliche Nutzung ausgeschlossen hätten werden können.

Um diese Flächen aus der Auswahl zu entfernen wurden analog zu 2. alle öffentlichen (11xx) und land- und forstwirtschaftlichen Gebäude (27xx), Gebäude des Verkehrs außer Garagen (23xx) und der Ver- und Entsorgung (25xx und 26xx) sowie Sport- und Freizeitanlagen (28xx) extrahiert und Flächen mit dieser Bebauung entfernt.

Zusätzlich wurden alle Flurstücke mit mehr als 8 ha. ausgewählt und anhand von Luftbildern überprüft und die augenscheinlich nicht der Wohnnutzung dienenden Flurstücke entfernt.

Bei der Klassifizierung der Flurstücke können nicht alle zu den Wohngebäuden gehörenden Flurstücken zugeordnet werden, da z.T. zu einem Gebäude bzw. Grundstück mehrere Flurstücke gehören. Die Flurstücke ohne entsprechende Wohnbebauung werden daher nicht erfasst. Dies kann bei stark unterteilten Gebieten evtl. zu deutlichen Fehlern führen. In den bergedorfer Gebieten ist diese Anzahl bei einer stichprobenhaften Prüfung jedoch gering. Von 1350 Flurstücken mit Wohnbebauung in einem EFH / DH Wohngebiet mit einer Fläche von 849.585 m² wurden 30 Flurstücke mit einer Fläche von 21.105 m² nicht richtig zugeordnet. Dies entspricht etwa 2,5 %. Auf eine genaue Überprüfung der knapp 15.500 Flurstücke wurde aufgrund der großen Anzahl verzichtet.

Von den so der Wohnbebauung zugeordneten Flurstücken wurden über die *ERASE*-Funktion in ArcGIS die im Liegenschaftskataster eingetragenen Gebäude abgezogen, um die offiziell unbebaute Fläche zu erhalten (Abbildung 11).

Aufgrund des Fehlers bei der Auswahl wurde die daraus berechnete Fläche der Flurstücke der jeweiligen Bebauungstypen für die weiteren Berechnungen mit einem Korrekturfaktor von 1,025 multipliziert. Hierdurch wird die im weiteren verwendete **unbebaute Fläche** ermittelt.



Abbildung 10: Ermittlung der unbebauten Fläche durch ausschneiden (*ERASE*) der Gebäudegrundflächen (Adwiraah et al. 2012) (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)



Abbildung 11: Bei der Klassifizierung fehlerhaft entfernte Flurstücke und unbebaute Flächen nach Abzug der Gebäudeflächen (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

5.1.3 Ermittlung der Gartenstrukturen anhand von Luftbildern

Zur Bestimmung der Gartenstrukturen (Zusammensetzung) der Gärten aus verschiedenen genutzten Flächen wurden die der Wohnbebauung zugeordneten Flurstücke über eine manuelle Auswertung von Luftbildern in die folgenden Flächenkategorien unterteilt:

- Bäume
- Büsche
- Hecke
- Beet (Nutz- und Blumenbeete)
- Rasen
- Versiegelte Fläche

Aufgrund der großen Anzahl der Flächen können nicht alle rund 15.000 Flurstücke manuell bearbeitet werden. Daher wurden 59 Flurstücke mit Einfamilien-, Doppel- und Reihenhäusern in verschiedenen Gebieten ausgewählt und eine Einteilung der Gartenflächen in den Flurstücken im GIS vorgenommen.

Zusätzlich wurden die Grundstücke der bei der Abfallsortierung beprobten Grundstücke eingeteilt, um eine Zuordnung der Mengen zu den jeweiligen Flächen vornehmen zu können.

Für die Ermittlung der Gartenstrukturen der einzelnen Flurstücke wurde für die jeweilige Kategorie ein Shape-File erzeugt, in das für jedes Flurstück einzeln über die Editorfunktionen Polygone per Hand eingezeichnet wurden.

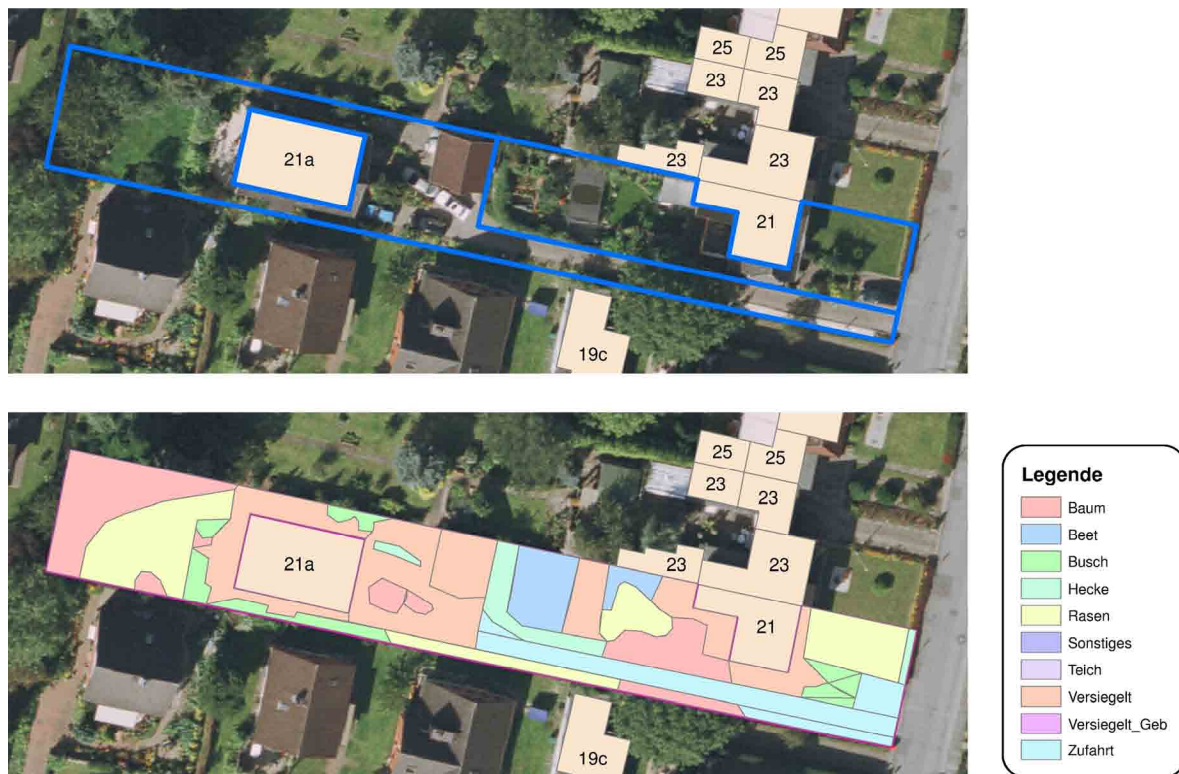


Abbildung 12: Manuelle Ermittlung der Gartenstruktur (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

Die jeweiligen Flächen können über die Berechnungsfunktionen in ArcGIS bestimmt und über die *Union*-Funktion den jeweiligen Flurstücken zugeordnet werden.

Alternativ kann eine automatische Luftbildauswertung (Remote Sensing) über eine objektbasierte oder Farbspektrenanalyse erfolgen. Bioteau et al. (2010) hat für die Stadt Rennes bereits eine Einteilung in Grün- und Rasenflächen über eine überwachte Klassifizierung mittels der Maximum-Likelihood Methode durchgeführt. Hierbei werden auf den Orthobildern Einteilungen in einzelnen Objektklassen vorgenommen, welche analysiert werden sollen (Prinz 2007). Grundlage für die Klassifizierung bildet die Annahme, dass unterschiedliche Oberflächen ein individuelles Reflexionsverhalten zeigen, über deren charakteristische Signaturkurve die Identifizierung einer Landbedeckung in einem GIS ermöglicht wird. Die Signaturkurve einer Fläche wird durch die jahreszeitlichen Veränderungen oder wechselnden Atmosphärenzustand (z.B. durch Bewölkung) beeinflusst, sodass diese aufgrund der auftretenden Schwankungen als festgelegter Wert angesehen werden kann (de Lange 2006).

Bei der überwachten Klassifizierung (*supervised classification*) werden sogenannte Trainingsgebiete oder auch *areas of interest* durch Polygone auf dem digitalen Bildmaterial festgelegt, dessen spektrale Signatur der Pixel ausgewertet und als maßgebend für diese Objektklasse angenommen wird. Daher muss für jede Klassifikation die spezifische spektrale Signatur eines Gebietes neu kalibriert und antrainiert werden (Kleinn 2010). Hierbei ist die Auswahl möglichst homogener Trainingsgebiete notwendig, um jeweils annähernd normalverteilte Merkmalsräume zu schaffen (Prinz 2007). Bei der als am genauesten geltenden Maximum-Likelihood-Methode (größte Wahrscheinlichkeit) werden Pixel, die nicht zu den Trai-

ningsgebieten zählen, in Klassen platziert, bei der die Wahrscheinlichkeit der Übereinstimmung der spektralen Signatur am größten ist (Richards 2013). Zur Luftbildanalyse können die ATKIS DOP der Landesvermessungsämter oder Luft- und Satellitenbilder von privaten Anbietern verwendet werden.

5.1.1 Abfallbehälter und -standorte

Die Stadtreinigung Hamburg führt ihre Tourenplanung und Verwaltung von Nutzern in einer Datenbank und einem GIS-gestützten System in ArcGIS durch. Über die jeweiligen Behälterarten, -volumen, -standorte, -nutzer und -leerungsintervalle liegen daher aktuelle Datensätze vor, welche dem IUE zu Forschungszwecken zur Verfügung gestellt wurden.

Damit lassen sich die von der Stadtreinigung bereitgestellten Behälter den jeweiligen Gebäuden und Flurstücken zuordnen. Analog zu der Ermittlung der Flurstücke mit Wohnbebauung (Kapitel 5.1.2) wurden aus den Gebäuden und Flurstücken mit Wohnnutzung diejenigen identifiziert, welche über eine Biotonne verfügen. Die wöchentlichen Volumen können über die in der Datenbank verfügbaren Behälterarten, Anzahl und Leerungsintervalle (Tabelle 21) berechnet werden.

Tabelle 21: Wöchentlich verfügbare Biotonnenvolumen (Quelle: Stadtreinigung Hamburg)

Behältertyp	Behältervolumen [l]	Leerungsintervall pro Woche	Anzahl 2009	Volumen / Woche [l / Woche]
B0060	60	0,5	35	1.050
B0080	80	0,5	1.950	78.000
B0120	120	0,5	1.314	78.840
B0240	240	0,5	731	87.720
B0240	240	1	4	960
B0240	240	3,0	5	3.600
B0500	500	0,5	36	9.000
B0770	770	0,5	24	9.240
B1100	1.100	0,5	39	21.450
Gesamt			4.283	289.860

Über die Zuordnung im GIS, können die Behältervolumen der Gebäudetypen ermittelt werden (Tabelle 22).

Tabelle 22: Anzahl und Volumen der Biotonnen für die Bebauungsstrukturen 1-4 und MFH

Siedlungsstruktur	1 – 4	MFH
Biotonnenvolumen / Woche [l]	224.810	65.050
Biotonnenanzahl	3.630	508

Zusammen mit der Bestimmung der unbebauten Flächen ergeben sich die in Tabelle 23 dargestellten zugeordneten unbebauten Gesamtflurstücksflächen.

Tabelle 23: Flurstücke mit EFH, DH und RH mit und ohne Biotonnenanschluss

Flurstücke mit Wohnnutzung	unbebaute Fläche [m²]	Korrekturfaktor	unbebaute Fläche [m²]
EFH, DH+RH mit Biotonne	1.556.781	1,025	1.595.701
EFH, DH+RH ohne Biotonne	8.818.920	1,025	9.039.393
Gesamt	10.375.701	1,025	10.635.094

Die Auswertung der Daten der Stadtreinigung über die Anzahl der 2009 an die Biotonnen-sammlung angeschlossenen Haushalte zeigt, dass von den rund 15.000 EFH und RH 29 % über eine Biotonne verfügen. Eine Auswertung im GIS und ein Vergleich der Flurstücke mit Gebäuden jeweils mit oder ohne Biotonne zeigt ein ähnliches Bild. Die Wohngebäude auf knapp 33 % der Flurstücke mit Einfamilien-, Doppel- und Reihenhäusern verfügen über einen Biotonnenanschluss. Im Vergleich sind die Größen der unbebauten Flächen je Flurstück für die Reihenhäuser mit 10 % Unterschied sehr ähnlich.

Die unbebauten Flächen der Flurstücke von Einfamilien- und Doppelhäusern ohne Biotonne sind im Durchschnitt 91 % größer als von Flurstücken mit Biotonnenanschluss.

5.1.2 Sonstige Gebäude und Flächen

Über die in 5.1.2 und 5.1.3 beschriebenen Methoden lassen sich aus den Daten der DSGK bzw. ALKIS sowie der DOP (ATKIS) auch die Flächen anderer Nutzung wie Verkehrsflächen, Park- und Erholungsflächen oder Kleingärten sowie Gebäude mit erhöhtem Bioressourcenpotenzial wie z.B. Krankenhäuser, Hotels, Restaurationen, etc. ermitteln. Aus diesen können bei bekannten flächen-, nutzer- oder besucherabhängigen Bioressourcenparametern ebenfalls die verwertungsrelevanten Werte bestimmt werden.

Neben den Daten der Landesvermessungsämter und von privaten Anbietern liegen in Hamburg bei der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU) ein Biotopkataster sowie ein (Straßen-)Baumkataster vor. Das Biotopkataster beinhaltet Daten über die jeweilige Flächennutzung, sowie eine Einteilung in Biotope und Biotoptypen nach der Kartieranleitung für die Biotopkartierung Hamburg (Brandt & Engelschall 2011). Der darin enthaltene Biotoptypenschlüssel Hamburg ist auf die FFH-Lebensraumtypen abgestimmt und enthält detaillierte Angaben zu den Biotoptypen, welche in Anhang 2 der Kartieranleitung definiert werden. Hierbei werden die Biotoptypen in die in Tabelle 24 dargestellten Grundtypen unterteilt (1. Großbuchstabe) und in zwei weiteren Ebenen (2. und 3. Großbuchstabe) detaillierter unterschieden und durch weitere Zusatzangaben durch Codes in Form von Kleinbuchstaben, Zahlen oder Sonderzeichen beschrieben. Für die jeweiligen Biotoptypen können über bekannte flächenabhängige Parameter die verwertungsrelevanten Eigenschaften der dort entstehenden Bioressourcen ermittelt werden (vgl. Witzenhausen-Institut et al. 2008).

Tabelle 24: Übersicht der Biotoptypen nach Brandt & Engelschall (2011)

Abkürzung	Biotop
A	Ruderales und halbruderales Krautflur
B	Biotopkomplexe der Siedlungsflächen
E	Biotopkomplexe der Freizeit-, Erholungs-, Grünanlagen
F	Lineare und Fließgewässer - (§) (FFH 3260)
G	Grünland - (§) (FFH 6510)
H	Gebüsche und Kleingehölze - (§) (FFH 91E0*)
K	Küstenbiotope - (§) (FFH 1140)
L	Biotope landwirtschaftlich genutzter Flächen
M	Hoch- und Übergangsmoore - (§) (FFH 7110*)
N	Biotope der Sümpfe und Niedermoores (gehölzfrei) - (§) (FFH 6431)
O	Offenbodenbiotope
S	Stillgewässer - (§) (FFH 3150)
T	Heiden, Borstgrasrasen, Magerrasen - (§) (FFH 4030)
V	Biotopkomplexe der Verkehrsflächen
W	Wald
Y	Biotope vegetationsarmer Flächen im Siedlungsbereich mit Spontanvegetation
Z	Vegetationsbestimmte Habitatstrukturen besiedelter Bereiche

Das Baumkataster enthält Daten zum Standort, Pflanzdatum, Stamm- und Kronendurchmesser und Zustand sowie zur Baumart und Baumkontrolle. Darüber lassen sich die durchzuführenden Pflegemaßnahmen und daraus resultierende Bioressourcenmengen und bei geeigneten Parametern auch Laubmengen bestimmen (vgl. Wiegel & Riesbeck 2011).

5.2 EIGENE ABFALLSORTIERUNG

Für die Hansestadt Hamburg liegen bereits verschiedene Hausmülluntersuchungen für die Jahre 1995, 1999, 2005 und 2008 vor. Viele weitere Untersuchungen wurden deutschlandweit für Städte und Kommunen durchgeführt. Diese Hausmülluntersuchungen sind meistens allgemeiner angelegt und geben die gesamte Hausmüllzusammensetzung wieder. Teilweise wurden auch Untersuchungen zu den heizwertreichen Fraktionen aus Kunststoffen und Papier durchgeführt. Der Detaillierungsgrad bei der Untersuchung der organischen Fraktionen im Restabfall hat im Laufe der Jahre zugenommen. So wird in den „Hamburger“ Abfalluntersuchungen in Küchenorganik, krautige und holzige Gartenorganik sowie Organik kleiner 40 mm und kleiner 10 mm unterschieden. Ein weiterer Detaillierungsgrad wurde aber in Deutschen Abfallsortierungen bisher nicht verwendet, sodass der Anteil an Lebensmittelabfällen in diesen Fraktionen nicht bekannt ist und Daten über die Anteile von Lebensmittelabfällen in Biotonnen kaum und in der Fein- und Mittelmüllfraktion < 40 mm nicht existieren (Kranert et al. 2012a). Ein Teil der im Bezirk anfallenden Bioressourcen besteht aus Küchen- und Grünabfällen aus Privathaushalten. Um einen besseren Überblick zu gewinnen, wie dieser Abfall

zusammengesetzt ist, werden über ein Jahr verteilt Sortieranalysen von Bio- und Restabfalltonnen durchgeführt.

Da der Fokus der durchgeführten Sortierungen auf der organischen Fraktion im Restmüll sowie der Biotonne liegt, werden die sonstigen Fraktionen nur wenig detailliert betrachtet. Als Grundlage der Auswahl der Sortierfraktionen der Restabfallsortierungen dienen die in Kapitel 5.2 beschriebenen Abfallsortierungen. Im Sinne der Vergleichbarkeit wurden für die eigenen Restabfallsortierungen vergleichbare Fraktionen ausgewählt. Lebersorger (2004) beschreibt in ihrer Dissertation zum Abfallaufkommen aus Mehrfamilienhäusern eine von Wassermann & Schneider (2003 zit. nach Lebersorger 2004) durchgeführte Detailanalyse der Abfälle aus dem Bereich „Ernährung“. Hierbei werden die Lebensmittelabfälle in die weiteren Fraktionen Zubereitungsreste, Speise- und Tellerreste, sowie verpackte und unverpackte originale und angebrochene Lebensmittel unterschieden. Es ergeben sich daraus die in Tabelle 25 dargestellten Fraktionen, wobei die linke Spalte die übergeordneten Fraktionen aus den Hamburger Sortierungen beinhaltet, während die mittlere Spalte die Unterkategorien aus den von Lebersorger (2004) beschriebenen Sortierungen enthält. Während der ersten Restabfallsortierung fielen die vielen Topfpflanzen mit Wurzeln auf. Da diese aufgrund des hohen Gehalts nicht abgetrennter Pflanzenerde jedoch nicht der Gartenorganik zugeordnet werden sollte, wurde eine eigene Sortierfraktion dafür aufgenommen. Altholz wurde separat betrachtet, da es einer gesonderten Verwertung bedarf.

Tabelle 25: Übersicht über die von Lebersorger (2004) und in den Hamburger Abfallsortierungen der Stadtreinigung betrachteten organischen Fraktionen im Restabfall

Übergeordnete Fraktion	Sortierfraktion	Beispiel
<i>Fraktionen > 40 mm</i>		
Gartenorganik krautig		Laub, Rasenschnitt, Pflanzenreste, Strauchschnitt überwiegend grün
Gartenorganik holzig		Äste, Zweige, Stammholz, Baum- und Strauchschnitt ohne Grün
Küchenorganik	Zubereitungsreste	nicht essbare Teile von Obst und Gemüse: wie Schalen, Strunk, Eierschalen, Kaffeefilter, Teebeutel, Knochen ungekocht...
	Speise- und Tellerreste	gekochte Kartoffeln, Reis, Nudeln, Fleisch, angebrochenes Butterbrot...
	verpackte originale Lebensmittel	in ungeöffneter Original-Verpackung: Wurst, Milchprodukte, Fleisch, Bierdose, vollständiger Brotlaib, Obst und Gemüse in Originalverpackung bzw. als Ganzes (z.B. Ananas), Mineralwasser halbvoll, angeschnittenes Brot, Brötchen ...
<i>Fraktionen < 40 mm</i>		
	Mittelmüll 8 - 40 mm kompostierbar	Obst- und Gemüseschalen, Laub, Zweige, Papier
	Organik im Feinmüll < 8 mm	Kaffeesatz, Kleintierstreu

Da in der Bioabfalltonne ein großer Anteil Gartenabfall erwartet wird und, wie in Kapitel 4.1.3 beschrieben, unterschiedliche Fraktionen jeweils für verschiedene Verwertungswege geeignet sind, wird dieser weiter in Rasenschnitt, Pflanzenreste, Strauchschnitt, Äste und Stammholz sowie Laub unterteilt. Diese geben den Jahresverlauf in Abhängigkeit der Jahreszeiten sowie Zuordnungsmöglichkeiten zu unterschiedlichen Bebauungsstrukturen und Gartengrößen wieder. Im Zuge der Sortierung wurden die relevanten Stoffströme aus Bio-, Restabfällen identifiziert und Proben genommen.

Ziel ist es, detaillierte, repräsentative Daten der Zusammensetzung der Hausmüllabfälle zu den bekannten Mengen in Bergedorf zu erheben. Diese sollen außerdem den Jahresverlauf in Abhängigkeit der Jahreszeiten wiedergeben und Zuordnungsmöglichkeiten zu unterschiedlichen Bebauungsstrukturen und Gartengrößen ermöglichen.

Deutschlandweit liegen keine Ergebnisse von Biotonnenabfällen vor. Diese enthalten einen Großteil der relevanten Stoffströme. Eine alleinige Sortierung der Restabfälle vernachlässigt daher einen signifikanten Anteil der relevanten Bioressourcen. Um diese in die Potenzialermittlung einzubeziehen, wurden zusätzlich über das Jahr verteilte Sortieranalysen der zugehörigen Biotonnen durchgeführt.

Neben den generellen Daten zur Menge der einzelnen Fraktionen war es für die GIS-basierte Auswertung und Zuordnung der Gartenabfälle zu den jeweiligen Gartenstrukturen unbedingt notwendig, die jeweiligen Abfallgefäße einzeln zu sortieren, um später einen Bezug der Abfallmengen auf die Gartenflächen herstellen zu können. Von dem Zusammenfügen mehrerer kleiner Abfallbehälter zu einer 1,1 m³ Stichprobe musste daher abgesehen werden. Nach LfUG Sachsen (1998) führt dies zu einem erheblichen Mehraufwand, reduziert aber den benötigten Stichprobenumfang.

In den Abfallsortieranalysen wurden zur Bestimmung der Lebensmittelabfälle bei den Fraktionen original verpackte Lebensmittelabfälle und angebrochene verpackte Lebensmittelabfälle die Verpackungen, welche zumeist aus Folien, Kunststoff oder Papier bestehen, mitgewogen. Nach Schneider & Lebersorger (2012) kann dieser Fehler vernachlässigt werden, da es dadurch zu keiner statistisch signifikanten Änderung der Ergebnisse kommt.

5.2.1 Durchführung

Krogmann (1994) hat in Ihrer Studie bereits große Unterschiede in der Zusammensetzung des Hausmülls zwischen verschiedenen Bebauungsstrukturen (Einfamilien- und Doppelhäuser (EFH), Mehrfamilienhäuser (MFH), Reihenhäuser (RH), Hochhäuser (HH)) festgestellt. Fricke (2003) kommt nach einer Auswertung von Zusammensetzungen von Hausmüll mit und ohne Anschluss an die Biotonnensammlung zu deutlichen Unterschieden in Zusammensetzung und spezifischer Menge. Die RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998) sieht im Zuge der Stichprobenplanung ebenso eine Unterteilung in Schichten vor. Da von einzelnen Schichtungsmerkmalen, wie der Bebauungsstruktur ähnliche Ergebnisse erwartet werden, verringert sich damit der Stichprobenumfang. Dies impliziert im Umkehrschluss, dass signifikante Unterschiede zwischen verschiedenen Bebauungsstrukturen bestehen. Die Unterteilung nach Bebauungsstrukturen gehört somit zum Standardverfahren einer Abfallsortierung.

Für die Sortierungen wurden daher die in Tabelle 26 angegebenen Bebauungsstrukturen festgelegt und geeignete Probenahmegebiete bestimmt. Die Festlegung der Gebiete erfolgte nach vorhandener Bebauungsstruktur und nach logistischen Möglichkeiten, da am Leerungstag der kommunale Entsorger die vollen gegen leere Abfallbehälter austauschen musste. Um dies zu gewährleisten, wurden Abfallbehälter der unterschiedlichen Bebauungsstrukturen in einer Tour ausgewählt, um den logistischen Aufwand gering zu halten, da er parallel zu dem laufenden Betrieb durchgeführt wurde.

Ebenso wie die Bebauungsstrukturen hat die Jahreszeit einen Einfluss auf die Zusammensetzung des Abfalls. Dieser ist besonders bei Ein- und Zweifamilienhäusern ausgeprägt, da die Biotonne den saisonal anfallenden Gartenabfall beinhaltet. Daher wurden vier Sortierkampagnen im März, Juni, September und Dezember durchgeführt.

Tabelle 26: Übersicht Sortierungen der Bio- und Restabfalltonnen in 2009

Bebauungsstruktur	Restabfall mit Biotonne	Restabfall ohne Biotonne	Biotonne
Mehrfamilienhäuser (MFH)	2 MGB (1100 l)	2 MGB (1100 l)	2 MGB (770 l)
Reihenhäuser (RH)	2 MGB (1100 l)		2 MGB (1100 l)
Einfamilien- und Doppelhäuser (EFH)	22 HG (60 – 120 l)	22 HG (60 – 120 l)	20 HG (80 – 240 l)

MGB = Müllgroßbehälter, HG = Hausmüllgefäß

Für die Untersuchungen wurden bei jeder Sortierkampagne die in Tabelle 26 dargestellten Behälter ausgetauscht und sortiert.

Die MFH, welche für die Sortierungen ausgewählt wurden, sind einige der wenigen MFH mit Biotonne in Bergedorf. Die MFH sind einzeln stehende Wohnhäuser, die von Grünflächen umgeben sind. Die Bewohner selbst verfügen jedoch nicht über eigene Gärten. Da in die Untersuchung auch Reihenhäuser mit einbezogen werden sollten, wurden aus logistischen Gründen die Reihenhäuser in derselben Straße aufgrund der räumlichen Nähe ausgewählt. Die ausgewählte Ein- und Doppelhaussiedlung bietet relativ ähnliche Gartengrößen, sodass die Gartenabfallmenge eventuell später über die Gartengröße hochgerechnet werden kann.

Die weiteren, an den Abfallbehälterstandplätzen der MFH und RH stehenden Behälter konnten aus Kapazitätsgründen nicht ausgetauscht werden. Von diesen wurde daher der Füllstand gemessen und die verworbenen Mengen auf die nicht ausgetauschten Behälter hochgerechnet, sodass die Abfallmasse (AM) zur Berechnung der einwohnerspezifischen Abfallmasse auf die zugehörigen vom Amt für Statistik (Statistik-Nord) erhaltenen Einwohnerzahlen der an die jeweiligen Standorte angeschlossenen Haushalte bezogen werden konnten (Gleichung 5.4).

$$\text{einwohnerspezifische Abfallmasse} = \frac{\text{Abfallmasse}}{\text{Einwohner} \cdot \text{Woche}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{EW} \cdot \text{Woche}} \right] \quad 5.4$$

Da die Restabfall-MGB komplett gefüllt waren, ergab sich eine zum Sortieren zu große Menge. Die Restabfall-MGB wurden daher zunächst ausgeleert und die Menge durch Verjüngung durch Aufkegeln und Vierteln mittels Probenkreuz nach LAGA PN 98 (LAGA 2001) halbiert. Hierbei wurde Behälterglas aussortiert, da der Vermischungsvorgang sonst zu Glasscherben geführt hätte und um das Verletzungsrisiko bei der nachfolgenden manuellen Sortierung zu minimieren. Die zu sortierende und auch die verworfene Menge wurden ebenso wie das aussortierte Glas vor der Sortierung verwogen. Die Abfallmasse eines MGB setzt sich damit aus diesen drei Mengen zusammen (Gleichung 5.5). Die Glasmenge wurde im Anschluss der Sortierung anteilig auf die sortierte Abfallmasse umgerechnet, womit die gesamte sortierte Abfallmasse eines MGB berechnet wird (Gleichung 5.6).

$$AM \text{ eines MGB} = \text{verworfen}e \text{ AM} + \text{sortierte} \text{ AM} + \text{aussortiertes Glas} \quad 5.5$$

$$\text{ges. sortierte AM des MGB} = \text{sortierte AM} + \text{aussort. Glas} \cdot \frac{\text{sortierte AM}}{\text{verworfen. AM} + \text{sort. AM}} \quad 5.6$$

Je nach Abfallart, also Rest- oder Bioabfall wurde in unterschiedliche Fraktionen sortiert. Da vor dem Hintergrund der Fragestellung vor allem die organischen Fraktionen interessant sind, wurde auf eine detaillierte Unterscheidung der anderen Fraktionen weitestgehend verzichtet, sodass sich bei den Restabfallsortierungen 18 und bei den Bioabfallsortierungen 25 Fraktionen ergeben.

Das Probenmaterial jeweils eines Abfallbehälters wurde in die definierten Fraktionen sortiert, welche anschließend verwogen wurden. Sowohl der Siebdurchgang als auch die weiteren Fraktionen wurden verwogen. Alle Massen sowie besondere Merkmale, große Einzelfraktionen, Besonderheiten, etc. wurden dokumentiert.

Der Siebüberlauf > 40 mm wurde in die folgenden Fraktionen sortiert:

- Restabfall
 - Küchenabfälle
 - Zubereitungsreste
 - Speisereste
 - originale verpackte Lebensmittel
 - angebrochene verpackte Lebensmittel
 - unverpackte originale Lebensmittel
 - Gartenabfälle
 - Topfpflanzen mit Wurzeln
 - Gartenorganik krautig
 - Gartenorganik holzig
 - Sonstige organische Abfälle
 - Altholz
 - Papier/Pappe
 - Sonstige Abfälle
 - Kunststoffe
 - sonstige Abfälle
 - Behälterglas

- Bioabfall
 - o Küchenabfälle
 - Zubereitungsreste
 - Speisereste
 - originale verpackte Lebensmittel
 - angebrochene verpackte Lebensmittel
 - unverpackte originale Lebensmittel
 - o Gartenabfälle
 - Pflanzenreste ohne Wurzeln
 - Pflanzenreste mit Wurzeln
 - Nadel- Strauchschnitt
 - Laub- Strauchschnitt
 - Laub, Rasenschnitt
 - Äste + Zweige + Stammholz
 - Fallobst
 - o Sonstige organische Abfälle
 - Altholz
 - Papier/Pappe
 - o Sonstige Abfälle
 - Kunststoffe
 - sonstige Abfälle

Die Fraktionen wurden jeweils für jeden Behälter verwogen und von den einzelnen Fraktionen wurden Mischproben über alle Behälter einer Gruppe erstellt.

Der Siebdurchgang wurde auf einer Folie gesammelt und nach Beendigung der Grobsortierung mittels eines Trommelsiebs mit einer Maschenweite von 10 mm in eine Mittelfraktion 10 – 40 mm und in die Feinfraktion < 10 mm gesiebt. Der Siebdurchgang wurde gesammelt, verwogen und für eine spätere Analyse beprobt.

Die Mittelfraktion wurde auf einem 10 mm Sieb sortiert. Hierbei wurde bei Mengen > 10 Liter analog zu der RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998) eine repräsentative 10 Liter Stichprobe genommen und in die vorher bestimmten Fraktionen sortiert:

- Bioabfall
 - Organik krautig
 - Organik holzig
 - Laub
 - Rasenschnitt
 - Altholz
 - Papier/Pappe
 - sonstige Abfälle
- Restabfall
 - Organik krautig
 - Organik holzig
 - Altholz
 - Papier/Pappe
 - sonstige Abfälle

Alle Fraktionen wurden nach der Feinsortierung verwogen. Der Siebdurchgang aus der Feinsortierung ($< 10\text{ mm}$) wurde verwogen und zusammen mit dem Siebdurchgang aus dem Trommelsieb für den jeweiligen Behälter beprobt. Aus den anderen Fraktionen wurden Mischproben erstellt. Von allen Proben wurden im Labor TS und oTS bestimmt. Zusätzlich zu allen Massen wurden besondere Merkmale, große Einzelfraktionen, Besonderheiten etc. dokumentiert.

Eine Vereinfachung der Fraktionen kleiner 40 mm hat sich aufgrund der geringeren Größe als sinnvoll erwiesen, da eine detaillierte Unterscheidung bei angemessenem Aufwand im Allgemeinen nicht zu realisieren ist. Jedoch wurde in den Dezembersortierungen in den Mittelfraktionen zusätzlich zu den beschriebenen Sortierfraktionen eine Lebensmittelabfallfraktion unterschieden, um das Verhältnis zwischen Lebensmittelabfall und Grünabfällen auch in der Mittelfraktion bestimmen zu können und die Korrelation zwischen Grobfraktion und Mittelfraktion zu prüfen.

5.2.2 Schichtung und Stichprobenumfang

Ziel der Sortierungen ist es, die Menge und Zusammensetzung der im Rest- und Bioabfall vorhandenen relevanten Bioressourcen zu ermitteln und zusammen mit Umfrageergebnissen und dem Bezug auf die jeweiligen Grundstücke der beprobten Haushalte Rückschlüsse auf die Bioressourcenpotenziale ziehen zu können. Hierzu ist es wichtig, die jeweiligen Sortierungsergebnisse auf das Untersuchungsgebiet zu begrenzen, in dem die Umfragen durchgeführt wurden und den Bezug zu Grundstücksgrößen und Gartenstrukturen zu ermöglichen. Aufgrund der großen Bedeutung von Gebieten mit Einzelhaus- und Reihenhausbau bei der Produktion von Biomasseabfällen, welche vor allem im Garten entstehen, wurde der Fokus auf diese Gebiete gelegt. Zusätzlich wurden freistehende Mehrfamilienhäuser ausgewählt, da in den umliegenden Grünflächen weiteres Bioressourcenpotenzial angenommen wurde. Da in Deutschland bisher keine oder sehr wenige Untersuchungen zur Zusammensetzung der Biotonnenabfälle durchgeführt wurden (vgl. Kranert et al. 2012) und in den vorliegenden Sortieranalysen z.T. große Unterschiede zwischen Haushalten mit und ohne Anschluss an die Biotonnensammlung festgestellt wurden, sollten auch für Mehrfamilienhäuser in begrenztem Umfang Daten über die Nutzung der Biotonne und deren Zusammensetzung ermittelt werden. Die Auswahl der Stichprobengruppen wurde in Anlehnung an die Sortierungen der Hausmülluntersuchungen der Hansestadt Hamburg (JOMA & Witzenhausen-Institut 2008) durchgeführt. Diese verwendet zur Festlegung der Sortiergruppen (Schichtung) die Kriterien Siedlungsstruktur, Behälterart und Anschluss an die Biotonnensammlung. Eine Übersicht der genauen Unterteilung ist in Tabelle 27 dargestellt.

Tabelle 27: Kriterien zur Festlegung der Sortiergruppen nach JOMA & Witzenhausen-Institut (2008)

Siedlungsstruktur	Behälterart	Biotonne
Siedlungsstruktur 1 – 4 Einfamilienhäuser, Reihenhäuser, Stadthäuser	60 – 120 l MGB 240 l MGB	an die Biotonne angeschlossen
Siedlungsstruktur 5 / 6 Mehrfamilienhäuser/Zeilenbauweise Blockrandbebauung	770 – 1.100 l MGB Säcke	nicht an die Biotonne angeschlossen
Siedlungsstruktur 7 innerstädtische Bebauung		
Siedlungsstruktur 8 Großsiedlungen		

In Hinblick auf die wirtschaftlichen und logistischen Rahmenbedingungen konnten nicht alle für eine genaue Darstellung der Grundgesamtheit „Bezirk Bergedorf“ notwendigen Stichproben genommen und untersucht werden. Großwohnanlagen und Hochhaussiedlungen wurden wegen der zu erwartenden geringen Gartenabfallmengen und fehlendem Anschluss an die Biotonne nicht untersucht. Das Potenzial an Lebensmittelabfällen dieser Siedlungsstruktur wird über bereits bestehende Sortierungen abgeschätzt (Kapitel 6.5.3). Die vollen Behälter wurden vor Ort gegen leere Behälter getauscht. Da für die Probenahme jeweils ein Hubwagen zur Verfügung stand, war die Anzahl der zu transportierenden Behälter begrenzt. Die Anzahl der möglichen Tonnen wurde dadurch je Sortierung auf 6 MGB oder 26 HG limitiert.

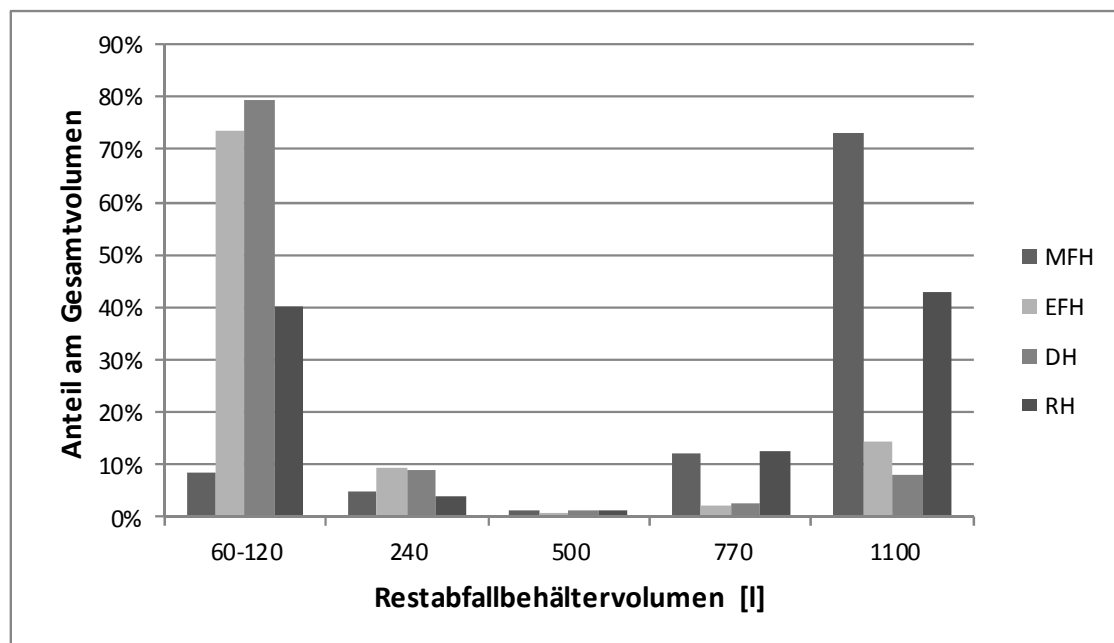


Abbildung 13: Anteil der unterschiedlichen Behältergrößen für Restabfall am Gesamtvolumen der jeweiligen Bebauungsstruktur

Aufgrund der eingeschränkten Kapazitäten wurden daher jeweils die für die Bebauungsstruktur am häufigsten vorkommenden Restabfallbehälter zur Probenahme ausgewählt. Abbildung 13 zeigt, dass bei den Ein- und Zweifamilienhäusern für Restabfall die kleinen Behältervolumina (60 – 120 l) dominieren, während für die Entsorgung bei Mehrfamilienhäusern vorwiegend 1,1 m³ MGB verwendet werden. Bei Reihenhäusern ist das Verhältnis ausgeglichener. Zusammengenommen machen die Großbehälter etwa 56 % des wöchentlich geleerten Behältervolumens aus. Die 240 l Behälter sind bei allen Bebauungsstrukturen von untergeordneter Bedeutung.

Für die Restabfallsortierungen wurden daher bei den Ein- und Zweifamilienhäusern nur die Hausmüllgefäße (HG) mit den Volumina 60 – 120 l beprobt. Für Reihenhäuser wurden wie für die Mehrfamilienhäuser 1.100 l MGB ausgewählt.

Bei der Verteilung der Biotonnen dominieren insgesamt die Behälter von 80 bis 240 l (Abbildung 14). Daher wurden diese als Sortiergruppen für die Einfamilienhäuser festgelegt. Aufgrund logistischer Restriktionen konnten für die Reihen- und Mehrfamilienhäuser keine kleineren Volumen ausgewählt werden, sodass die zu den Restabfallcontainern gehörenden 770 l und 1100 l Bioabfallcontainer beprobt wurden. Außerdem konnten in den geeigneten Touren des Abfallentsorgers keine Reihenhäuser ohne Biotonne identifiziert werden, sodass diese Sortiergruppe nicht beprobt werden konnte.

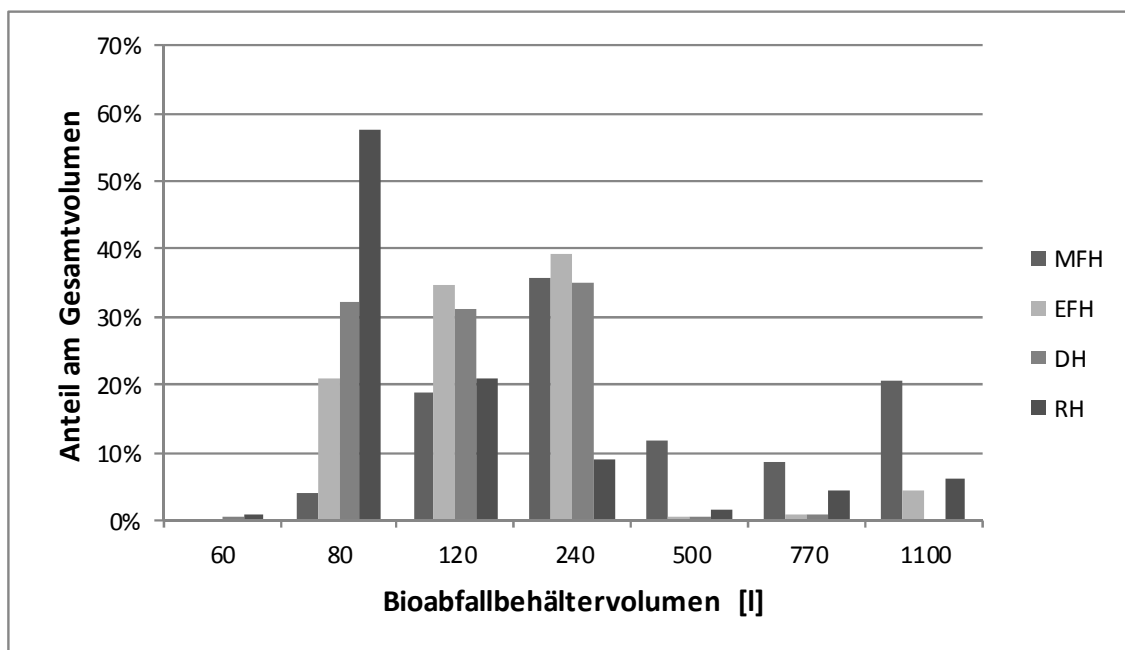


Abbildung 14: Anteil der unterschiedlichen Behältergrößen für Bioabfall am Gesamtvolumen der jeweiligen Bebauungsstruktur

Damit ergeben sich folgende Sortiergruppen (Tabelle 28). Die untersuchten Schichten sind mit einem „x“ gekennzeichnet. Der Wert Abdeckung gibt den damit repräsentierten Anteil am Gesamttonnenvolumen der jeweiligen Bebauungsstruktur wieder.

Tabelle 28: Untersuchte Sortiergruppen (x) und Anteile am Gesamttonnenvolumen der jeweiligen Bebauungsstruktur (Abdeckung)

Bebauungsstruktur	Behälterart	Restabfallsammlung		Bioabfallsammlung	
		ohne Biotonne	mit Biotonne	Abdeckung	Abdeckung
EFH und DH	60 l	x	x		
	80 l	x	x	75 %	x
	120 l	x	x		96 %
	240 l				x
RH	770 -1100 l		x	55 %	x
MFH	770 - 1100 l	x	x	85 %	x

In den Ergebnissen der Abfallsortierungen sind hauptsächlich die Anteile der Küchen- und Gartenabfallanteile sowie die Verwendung der Biotonne und die Verteilung der organischen Abfallströme auf Rest- und Biotonne von Interesse. In der RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998) ist eine mögliche Ermittlung des notwendigen Stichprobenumfangs detailliert beschrieben. Da jedoch jeweils von einer einheitlichen Stichprobeneinheit ausgegangen wird, welche ggf. aus kleineren Einheiten zusammengestellt werden (z.B. 240 l aus 3 x 80 – Tonnen), ist eine anschließende genaue Zuordnung zu den jeweiligen Grundstücken und Biotonnen nicht gewährleistet. Daher wurden die Behälter nicht zu Stichprobeneinheiten zusammengefasst, sondern jeweils einzeln analysiert.

Die RL Abfallanalytik (LfUG 1998) gibt die Genauigkeitsanforderung an die zu erzielenden Ergebnisse mit ± 10 % der relativen maximalen Zufallsabweichung vor. Bei 4 Sortierkampagnen pro Jahr sollten für Restabfalluntersuchungen mindestens 20 Stichprobeneinheiten je Teileinheit untersucht werden; für Bioabfälle mindestens 16.

Aus wirtschaftlichen Erwägungen kann, unter Inkaufnahme geringerer Genauigkeit von 25 – 30 % pro Schichtergebnis, die Anzahl der Stichprobenanzahl pro Teilgesamtheit auf 6 reduziert werden (ebd.), sofern die Gesamtanzahl der Stichproben für Restabfall 20 und für Bioabfall 16 nicht unterschreitet.

Unter Einhaltung dieser Vorgaben wurden die Schichtungen festgelegt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass von September 2009 bis Juli 2010 insgesamt 5 Sortierkampagnen im Herbst (September), zum Winteranfang (Dezember), in der vegetationsfreien Zeit (Februar), Anfang der Vegetationsperiode (Mai) und im Hochsommer (Juli) durchgeführt werden.

Aufgrund des schweren Winters im Frühjahr 2010 kam es wegen durch Schnee und Eis unbefahrten Straßen zu wochenlangen Verzögerungen bei der Abfalleinsammlung, sodass die im Februar angesetzten Sortierungen auf Ende März verschoben werden mussten. Die geplante Sortierung im Mai konnte erst im Juni durchgeführt werden und die Juli-Sortierung entfiel gänzlich. Dadurch wurden letztendlich nur 4 Kampagnen realisiert, wodurch sich die Genauigkeit verringert. Zusätzlich wurde im Laufe des Jahres 2010 die Zuordnung und die Behälteranzahl bei den Mehrfamilien- und Reihenhäusern durch die Wohnungsbaugenossenschaft

verändert. Diese Änderung wurde jedoch erst nachträglich, bei der Auswertung der Sortierungen bekannt, da bei der Juni-Sortierung deutlich geringere Restabfallmengen als bei den anderen Sortierungen gefunden wurden. Da eine Zuordnung im Nachhinein nicht mehr möglich ist, können für die Mehrfamilien- und Reihenhäuser nur die Ergebnisse der drei Sortierungen von September bis März verwendet werden. Dadurch wurden nur 6 Behälter je Schicht beprobt, was zu sehr hohen Fehlerwahrscheinlichkeiten von bis zu 38 % führt (Tabelle 28). Eine detaillierte Bestimmung des notwendigen Stichprobenumfangs kann nach der RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998) mit Gleichung 5.7 bzw. Gleichung 5.8 erfolgen.

$$n = \frac{\left(t_{\alpha;n-1} \cdot \text{varkoeff}(x_i)\right)^2}{\delta_{\theta,r}^2 + \frac{\left(t_{\alpha;n-1} \cdot \text{varkoeff}(x_i)\right)^2}{N}} \quad \text{für } N-1 \approx N \quad 5.7$$

$$\text{bzw. } n = \left(\frac{t_{\alpha;n-1} \cdot \text{varkoeff}(x_i)}{\delta_{\theta,r}}\right)^2 \quad \text{für } f = \frac{n}{N} < 0,05 \quad 5.8$$

Diese leitet sich aus Gleichung 5.9 für die relative maximale Zufallsabweichung ab.

$$\delta_{\theta,r} = \frac{t_{\alpha;n-1} \cdot \text{varkoeff}(x_i)}{\sqrt{n}} \cdot \sqrt{\frac{N-n}{N-1}} \quad 5.9$$

$t_{\alpha;n-1}$: Konfidenzkoeffizient (aus tabellierter Standard- t -Verteilung mit Irrtumswahrscheinlichkeit α und $n-1$ Freiheitsgraden)
 $\text{varkoeff}(x_i)$: Variationskoeffizient der Einzelwerte in der Stichprobe
 θ : Schätzwert für den gesuchten Parameter in der Grundgesamtheit
 n : Anzahl der Stichprobeneinheiten
 N : Anzahl der Untersuchungseinheiten in der Grundgesamtheit

$\sqrt{\frac{N-n}{N-1}}$: Endlichkeitskorrektur

Die relative maximale Zufallsabweichung (ausgedrückt durch den Koeffizienten $\delta_{\theta,r}$) ist damit abhängig von der natürlichen Streuung in der Grundgesamtheit (ausgedrückt durch den Variationskoeffizienten $\text{varkoeff}(x_i)$ (Gleichung 5.10)).

$$\text{varkoeff}(x_i) = \frac{\sqrt{\text{var}(x_i)}}{\bar{x}} \quad 5.10$$

$\text{Var}(x_i)$: Varianz der (nicht einwohnerspezifischen) Stichprobenergebnisse
 $\bar{x}$: arithmetischer Mittelwert der Stichprobenergebnisse

- a) der Irrtumswahrscheinlichkeit (ausgedrückt durch den Koeffizienten der t-Verteilung ($t_{\alpha;n-1}$))
- b) dem Stichprobenumfang

Nach der RL Abfallanalytik beträgt der aus 12 Abfallsortierungen ermittelte Variationskoeffizient für die Gesamtmenge für Restabfall ca. 30 % (LfUG Sachsen 1998) und 25 % für Bioabfall (LfUG Sachsen 1998).

Werden die Sortierkampagnen über das Jahr verteilt durchgeführt muss eine zeitliche Abhängigkeitsstruktur angenommen werden. Diese kann durch einen Vergrößerungsfaktor $VF_{(t)}$ bei der Berechnung der Varianz berücksichtigt werden, welcher sich nach Gleichung 5.11 berechnet.

$$VF_{(t)} = \left[1 + 2 \sum_{\delta=1}^{n-1} \left(1 - \frac{\delta}{n} \right) \cdot \rho_{k\delta} \right] \quad \delta = 1, 2, \dots \quad 5.11$$

n : Anzahl der Sortierkampagnen

$\rho_{\delta k}$: Autokorrelation der um k Zeiteinheiten auseinander liegenden x_i

k : zeitlicher Abstand zweier aufeinander folgender Stichprobeneinheiten

In der bundesweiten Hausmüllanalyse 1979/80 (ARGUS 1981 zit. nach LfUG Sachsen 1998) wurden für einen Abstand von $k = 13$ Wochen die folgenden Autokorrelationskoeffizienten $\rho_{\delta k}$ empirisch ermittelt:

$$\rho_{13} = 0,275$$

$$\rho_{26} = 0,100$$

$$\rho_{39} = 0,040$$

Mit Gleichung 5.11 ergibt sich damit ein Vergrößerungsfaktor von $VF = 1,6$, sodass sich der Variationskoeffizient der Jahreswerte durch die Abhängigkeit der vier Sortierkampagnen um das 1,6-fache auf 48 % erhöht. Unter der Annahme, dass diese Autokorrelation auch für Bioabfälle gilt, erhöht sich der Variationskoeffizient auf 40 %.

Unter Berücksichtigung der Autokorrelation bei jahreszeitlich verteilten Sortierkampagnen ergeben sich die in Tabelle 29 dargestellten relativen maximalen Zufallsabweichungen ($\delta_{\theta,r}$) für die jeweiligen Sortiergruppen.

Tabelle 29: Anzahl der sortierten Behälter nach Bebauungsstruktur und Gefäßgröße und die jeweilige relative maximale Zufallsabweichung ($\delta_{\theta,r}$) der Sortiergruppe nach (LfUG Sachsen 1998)

Bebauungsstruktur	Behälterart	sortierte Restabfallbehälter				sortierte Bioabfallbehälter	
		ohne Biotonne		mit Biotonne			
		Anz.	$\delta_{\theta,r}$	Anz.	$\delta_{\theta,r}$	Anz.	$\delta_{\theta,r}$
EFH und DH	60 l HG	20	21 %	12	27 %		
	80 l HG	20	21 %	20	21 %	24	16 %
	120 l HG	20	21 %	16	23 %	44	12 %
	240 l HG					16	19 %
RH	1.100 l MGB			6	38 %	8	28 %
MFH	770 l MGB					8	28 %
	1.100 l MGB	6	38 %	6	38 %		

Zusammen mit den Abdeckungsgraden aus Tabelle 28 können insbesondere für die Einfamilien- und Doppelhäuser sehr genaue Ergebnisse erzielt werden. Der Abdeckungsgrad ist bei den Mehrfamilienhäusern für Restabfall mit 85 % in einem hohen Bereich. Die relative maximale Zufallsabweichung ist mit 33 % vergleichsweise hoch, sodass von einer geringeren Genauigkeit ausgegangen werden muss. Aufgrund der niedrigen Abdeckungsgrade für Reihenhäuser und Biotonnen der Mehrfamilienhäuser sollten die Untersuchungsergebnisse als zu verifizierende Anhaltswerte betrachtet werden.

In dem GIS sollen die Bioressourcenpotenziale flächenbezogen ermittelt werden. Die Ergebnisse der Gartenabfallsortierungen müssen daher auf die jeweiligen Gartenflächen bezogen werden. Daher wurden die Abfallbehälter der jeweiligen Häuser einzeln sortiert. Die Gartenflächen wurden über eine manuelle Luftbilddauswertung (vgl. Kapitel 5.1.3) in Rasen, Hecken, Büsche, Bäume und Beete eingeteilt. Die in den Abfallsortierungen ermittelten Mengen wurden auf die jeweiligen Flächen umgerechnet (vgl. Kapitel 6.6).

5.3 AUSWERTUNG BEREITS VORHANDENER SORTIERUNGEN

Für die Hansestadt Hamburg wurden für die Stadtreinigung Hamburg in den Jahren 1995, 1999, 2008 sowie 2011 Abfallsortierungen des Restmülls durchgeführt, um die Abfallmengen und Zusammensetzungen der Privathaushalte zu bestimmen. Diese wurden nach der RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998), die auch bundesweit als Grundlage für Abfallsortierungen herangezogen wird, bestimmt. Kriterien zur Festlegung der Sortiergruppen sind die Siedlungsstruktur (vgl. Kapitel 4.3.3), Behälterarten, sowie der Anschluss an die Biotonnensammlung. Aufgrund der Fokussierung auf bioorganische Stoffströme, werden nur die relevanten, in Tabelle 30 dargestellten Sortierfraktionen ausgewertet. Da die Sortierungen Ergebnisse jeweils für die 3 Korngrößenbereiche >40 mm, 10 – 40 mm und < 10 mm liefert, werden diese unterschieden.

Tabelle 30: Für die Datenerhebung relevante Sortierfraktionen der Hamburger Abfallanalysen

	Sortierfraktion	Beispiel
Fraktionen > 40 mm	Gartenorganik krautig	Laub, Rasenschnitt, Pflanzenreste
	Gartenorganik holzig	Äste, Zweige, holziger Strauchschnitt
	Küchenorganik	Essensreste, Obstschalen
Fraktionen < 40 mm	Mittelmüll 8 - 40 mm kompostierbar	Obst- und Gemüseschalen, Laub, Zweige, Papier
	Organik im Feinmüll < 8 mm	Kaffeesatz, Katzenstreu

Für zwei Stadtgebiete in Hamburg existieren außerdem Sortierungen der Restabfall- und LVP-Abfalltonnen (ATUS 2009), in denen die Restabfallzusammensetzung und die Zusammensetzung der LVP-Tonnen (Grüner Punkt) nach Bebauungsstrukturen (EFH, MFH und GWA) getrennt analysiert wurden. Diese unterscheidet jedoch nur in Küchen- und Gartenorganik sowie einen nicht weiter differenzierten Rest < 40 mm.

Ziel ist es, die aus den eigenen Sortierungen ermittelten Ergebnisse auf eine breitere Basis zu stellen und allgemeinere für die Übertragbarkeit auf andere Gebiete anwendbare Parameter für die Bestimmung der Lebensmittelabfallmengen zu erhalten.

5.4 ERMITTLUNG DER RASENSCHNITTMENGEN IN DEM GARTEN EINES EINFAMILIENHAUSES

Über die Rasenschnittmengen von Gebrauchsrasenmischungen sowie den jahreszeitlichen Wachstumsverlauf liegen verschiedene Untersuchungen von Bocksch (2006), Bocksch (1998) und Nonn et al. (2006) vor. Diese untersuchten vor allem den Rasenaufwuchs unter unterschiedlichen Schnitthäufigkeiten und Nährstoffzuführung. Die daraus gewonnenen Ergebnisse geben gute Anhaltswerte zum jahreszeitlichen Verlauf unter optimierten Bedingungen. Um die Rasenschnittmengen und insbesondere zusätzliche Werte über den jahreszeitlichen Verlauf des Rasens eines durchschnittlichen Einfamilienhaushalts zu erhalten, wurde im Jahr 2011 die gesamte Rasenschnittmenge eines ausgewählten Haushalts eingesammelt und gewogen. Dies sollte Anhaltswerte eines privathaushaltlich bewirtschafteten (Düngung und Schnitthäufigkeit), gepflegten Rasen im Vergleich zu den professionellen Rasenaufwuchsversuchen liefern.

Der Rasen wurde bei Bedarf bewässert, nach dem Vertikutieren im Frühjahr mit Rasen-NPK(MgO)-Dünger 20+5+8(+2) mit Langzeitwirkung und einmal im August mit jeweils ca. 25 g m⁻² gedüngt (entspricht 5 g N m⁻²). Die Rasenfläche beträgt 578 m². Es handelt sich hierbei um einzelne Stichproben eines jahrelang subjektiv gut gepflegten Rasens eines Privathaushalts, die aufgrund mangelnder Vergleichswerte nicht als repräsentativ einzustufen sind. Dennoch scheint nach Auswertung verschiedener Hobbygärtnerforen im Internet (meinschoener-garten.de, landlive.de) eine 2 bis 3-fache Düngergabe im Jahr sowie gelegentliches Bewässern einer üblichen Bewirtschaftungsweise zu entsprechen.

Legende

- Gebäude
- Grundstück
- Rasen



Abbildung 15: Grundstück zur Ermittlung der Rasenschnittmenge mit eingezeichneten Rasenflächen

Der Rasenschnitt wurde bei jeder Mahd eingesammelt und verwogen. Die Menge wurde auf die 578 m² umfassende Rasenfläche bezogen, woraus sich die flächenbezogene Rasenschnittmenge und der jahreszeitliche Verlauf ableiten lassen. Die Rasenfläche wurde über eine Luftbildaufnahme in ArcGIS durch Nachzeichnen, analog zu der Ermittlung der Gartenstrukturen (Kapitel 5.1.3) bestimmt (Abbildung 15).

Die Untersuchung kann damit lediglich der Einordnung und Überprüfung der von Rasenexperten in der Literatur angegebenen Werte dienen. Aus zeitlichen Gründen waren weitere derartige Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Diese wären für die Überprüfung der Ergebnisse sehr sinnvoll.

5.5 FRAGEBÖGEN UND BEFRAGUNGEN

Neben Abfallsortierungen, Probenahmen und Analysen wurden durch Befragungen und Fragebögen Daten zum Entsorgungsverhalten, zu Mengen sowie strukturellen Rahmenbedingungen der jeweiligen Abfallproduzenten ermittelt.

Je nach Bewuchs und Nutzung von Flächen ergeben sich unterschiedliche Bioressourcen. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Menge und Zusammensetzung des Gartenabfalls direkt von der Gartenstruktur abhängig ist.

Zur Bestimmung der Gartenstrukturen und der Grünabfallzusammensetzung wurde eine Befragung auf dem Recyclinghof Kampweg in Bergedorf durchgeführt. Im Zeitraum vom 18.05. – 23.05.2009 wurden 154 Interviews geführt. 151 Teilnehmer kamen aus dem Bezirk Bergedorf. Hierbei wurden die Teilnehmer vor allem zur Gartengröße, dem Gartenaufbau, der Grünabfallzusammensetzung sowie zum Entsorgungsverhalten befragt.

Die Verteilung von 500 Fragebögen im Untersuchungsgebiet, in dem auch die Abfallsortierungen durchgeführt wurden, diente ebenso dazu, die Gartenstrukturen und Grünabfallzusammensetzungen zu ermitteln. Zusätzlich zu den am Recyclinghof abgefragten Daten wurden Informationen über die Größen und die Nutzung von Abfallbehältern und die Entsorgung von Küchenabfällen abgefragt (Tabelle 31).

Tabelle 31: Abgefragte Parameter der Befragungen von Privathaushalten im Untersuchungsgebiet und auf dem Recyclinghof in Bergedorf

Ort der Befragung	Abgefragte Parameter
Privathaushalte im Untersuchungsgebiet	Gartenstruktur Grün- und Lebensmittelabfallzusammensetzung Entsorgungswege der Grün- und Lebensmittelabfälle (Eigenkompostierung, Restabfall und Bioabfall)
Recyclinghof	Gartengrößen GA Menge pro Jahr GA-Zusammensetzung Entsorgungswege: Eigenkompostierung, Recyclinghof, sonstige

Ziel der Umfragen ist es, Daten über die Zusammensetzung sowie die Entsorgung von Lebensmittel- und Gartenabfällen über verschiedene Entsorgungswege wie Restabfall, Bioabfall, Eigenkompostierung, Recyclinghof, etc. zu erheben, um daraus zusammen mit den Abfallsortierungen und der Luftbildauswertung Informationen über Abfallmengen- und Zusammensetzung zu erhalten.

Im Untersuchungsgebiet, in dem auch die Probenahme für die Abfallsortierungen (vgl. Kapitel 5.2) erfolgte, wurden die Einwohner mittels eines Fragebogens zu dem Aufbau ihres Gartens, der Zusammensetzung des Garten- und Lebensmittelabfalls und deren Entsorgungswege befragt. Es wurden 500 Fragebögen verteilt, von denen 99 zurückgesendet wurden, was einer Rücksendequote von nahezu 20 % entspricht.

6 ORGANISCHE ABFÄLLE AUS PRIVATEN HAUSHALTEN

Aus privaten Haushalten werden verschiedene organische Abfallströme erwartet, welche sich derzeit vor allem über die Art der Einsammlung differenzieren lassen. Es werden krautige Abfälle wie z.B. Küchen- und Speiseabfälle über die Restabfalltonne zusammen mit anderem Hausmüll (Kunststoffen, Glas, Textilien, Altholz etc.) eingesammelt. Zum Teil werden über die Restabfalltonne auch Gartenabfälle entsorgt. Über die Biotonne werden von den angeschlossenen Haushalten organische Abfallströme größtenteils separat mit wenigen Störstoffen (Verunreinigungen) eingesammelt. Diese lassen sich grob in Küchenabfälle sowie Grün- und Gartenabfälle einteilen. Weitere organische Abfälle, die teilweise abgeholt werden, sind Altholz aus der Sperrmüllsammlung und Papier. Diese Stoffströme sowie Grün- und Gartenabfälle können auch auf den Recyclinghöfen abgegeben werden.

Außerdem wird noch ein Teil über das Abwasser (Spülmaschine, Spüle, Toilette) entsorgt. Diese sogenannten technischen Reste sind vor allem feste Speisereste oder Kaffeetrester, welche an schmutzigem Geschirr haften und beim Geschirrspülen ins Abwasser gelangen. Außerdem werden z.T. flüssige Speisereste und überlagerte Lebensmittel in der Spüle oder Toilette entsorgt.

Die eingesammelten Mengen können aus den statistischen Daten sowie den Daten der Entsorger ermittelt werden. Diese sind jedoch aufgrund des Bezugs zum Sammelsystem, wie Restabfalltonne, Biotonne oder Grünabfallsammlung wenig detailliert. Durch Abfallsortierungen sowie durch den Vergleich mit anderen Untersuchungen werden diese in genauer spezifizierte Fraktionen unterteilt und es wird die Zusammensetzung der bereits gesammelten Abfallströme bestimmt und auf geeignete Eingangsparameter (Kapitel 4.3) bezogen.

Hierbei ist auch die Zusammensetzung der Biotonnenabfälle von großer Bedeutung. Während die Biotonne größtenteils für Gartenabfall genutzt wird, wird ein Großteil der Küchenabfälle über die Restabfalltonne entsorgt (vgl. JOMA & Witzenhausen-Institut 2008; Krogmann 1994). Zur Verifikation der Daten und um ein Gesamtbild zu erhalten, wurden sowohl die Restabfalltonne als auch die Biotonne betrachtet.

Neben den bereits eingesammelten Bioressourcen werden vor allem in den privaten Gärten Abfälle produziert, welche vielfältige Entsorgungs- und Verwertungswege nehmen, wie z.B. Eigenkompostierung, Recyclinghöfe, Kamin oder Osterfeuer. Um eine Übersicht über die Zusammensetzung und den Verbleib zu erlangen, wurden in ausgesuchten Straßenzügen, in denen auch die Abfallsortierungen durchgeführt wurden, Fragebogenbefragungen durchgeführt, woraus Rückschlüsse auf den Verbleib sowie die Abfallzusammensetzung gezogen werden konnten. Diese Fragebögen lieferten außerdem Daten zu der Anzahl der Einwohner je Haushalt, Aufteilung und Größen der Gärten.

Da neben den durch die Abfallsortierungen bekannten Gartenabfallströmen weitere Gartenabfälle auf unterschiedlichen Wegen, die nicht quantitativ dokumentiert sind, entsorgt werden, wurden die Daten der Fragebögen und Literaturwerte zusammen mit einer Luftbildanalyse sowie Flächendaten aus der DSGK verwendet, um über die Gartengrößen und -aufteilung und Pflanzenwachstumsdaten Mengen und Zusammensetzungen zu bestimmen.

Von den Privathaushalten werden derzeit Biotonnenabfälle bestehend aus Lebensmittel- und Gartenabfällen und Restabfall, welcher einen großen Anteil an Küchenabfällen und weiteren organischen Abfällen enthält, eingesammelt.

Für eine nachfolgende Verwertung ist es derzeit sinnvoll, in holzige und krautige Abfälle zu unterscheiden, wobei dies bei Gartenabfällen aufgrund der gewachsenen Verbindung von holzigen und krautigen Anteilen teilweise schwierig ist. Um außerdem nicht neuen innovativen Verwertungs- oder Aufbereitungsverfahren vorzugreifen, werden die am häufigsten in Privatkärgärten auftretenden Bioressourcenströme Rasenschnitt, Baum- und Heckenschnitt unterschieden.

Die Abfallsortierungen bei den Privathaushalten zeigen, dass der Gartenabfall vornehmlich aus Strauch- und Heckenschnitt, Rasenschnitt, Laub und Pflanzenresten besteht, wobei ein großer Anteil in der Biotonne kleiner 10 mm ist und damit der Feinfraktion zugeordnet wird. Diese besteht zu einem Großteil aus Inertmaterial, wie Sand, Erde, Steinen etc. und etwa zur Hälfte aus organischen Materialien.

Der Küchenabfall aus den Privathaushalten, der überwiegend in der Restabfalltonne zu finden ist, besteht überwiegend aus Zubereitungs- und Speiseresten sowie verpackten und unverpackten Lebensmitteln. Hierbei ist eine Unterscheidung zwischen unverpackten und verpackten Küchenabfällen in Hinblick auf eine nachfolgende Verwertung interessant, wobei nicht die Beschaffenheit des organischen Materials und die Verwertung ausschlaggebend sind, sondern eine möglicherweise notwendige Störfstoffabscheidung. Die Feinfraktion ist in diesem Fall deutlich kleiner und besteht zu ca. 55-65 % aus organischem Material.

6.1 MENGEN UND ZUSAMMENSETZUNG AUS STATISTIKDATEN

Für eine Bestimmung der relevanten bereits eingesammelten Stoffströme lassen sich aus den Statistiken vom Statistischen Bundesamt und dem Statistischen Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein die in Tabelle 32 dargestellten, relevanten Siedlungsabfälle identifizieren. Diese beinhalten die Haushaltsabfälle aus Privathaushalten und Gewerbe. Da Hausmüll zum Teil zusammen mit den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen von öffentlicher Hand eingesammelt wird, lässt sich in dieser Fraktion nicht zwischen privat und gewerblich differenzieren. Der überwiegende Teil kann jedoch den Privathaushalten zugeordnet werden. Außerdem liefern die Daten bereits eine grobe Abschätzung, in welcher Größenordnung die Stoffströme zu erwarten sind.

Die Gesamtmenge der organikhaltigen Haushaltsabfälle je Einwohner und Jahr unterscheidet sich für Deutschland, Hamburg und Bergedorf nicht wesentlich. Deutlicher werden die Unterschiede in der Verteilung zwischen Hausmüll, Biotonne und separat gesammelten Garten- und Parkabfällen. Während deutschlandweit im Durchschnitt über $100 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Grün- und Bioabfälle separat eingesammelt werden, sind es in Hamburg und Bergedorf nur ca. $21 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dies kann auf die geringe Biotonnenabdeckung zurückzuführen sein, welche laut Dehoust et al. (2008) etwa 20,5 % betrug.

Tabelle 32: Abfallmengen (2010) der organikreichen Fraktionen in Deutschland, Hamburg und Bergedorf

Haushaltsabfälle	Deutschland ¹		Hamburg ²		Bergedorf		Organik- anteil
	1000 Mg	kg EW ⁻¹ a ⁻¹	1000 Mg	kg EW ⁻¹ a ⁻¹	1000 Mg	kg EW ⁻¹ a ⁻¹	
Hausmüll oder Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall zur Beseitigung	14.358	176	516,2	306	32,9	274	Mittel
Abfälle aus der Biotonne	3.764	46	28,1	16	2,1	18	Sehr hoch
Garten- und Parkabfälle biologisch abbaubar	4.964	61	9,1	5	0,4	3	Sehr hoch
Sperrmüll	2.442	30	50,7	29	3,8	32	Mittel
gesamt		312		355		327	
Sonstige Siedlungsabfälle							
Biologisch abbaubare Küchen- und Kantinenabfälle ⁴	726	8,88	15,3	9	k.A.		Sehr hoch
Speiseöle und -fette ³	38,8	0,47	k.A.		k.A.		Sehr hoch

¹Statistisches Bundesamt (2012), ²BSU (2011), ³Statistisches Bundesamt (2012a),

⁴In Hamburg als Bioabfall des Gewerbes

Die Flächenaufteilung und die Siedlungsstrukturen von gesamt Hamburg und dem Bezirk Bergedorf unterscheiden sich deutlich. Die Einwohnerdichte Bergedorfs liegt mit 759 EW / km² deutlich über dem bundesdeutschen Durchschnitt von 229 EW / km², jedoch weit unter dem Hamburger Durchschnittswert von 2.382 EW / km². Der Anteil der Acker- und Grünlandflächen im Bezirk ist deutlich höher als der Hamburger Durchschnitt. Neben 63 % des Ackerlandes und 45 % der Grünlandflächen von Hamburg liegt ein Drittel der in Hamburg existierenden Brachland-, der landwirtschaftlichen Betriebs- und der Schutzflächen in dem Bezirk, dessen Gebiet ein Fünftel der gesamten Fläche Hamburgs einnimmt.

Das Aufkommen der Hausmüllmenge liegt in einem ähnlichen Bereich (Tabelle 32). Deutliche Unterschiede ergeben sich im Vergleich der einzelnen Entsorgungswege vor allem mit denen im Bundesdurchschnitt gesammelten Rest-, Grün- und Bioabfällen, deren Aufkommen mit insgesamt 107 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ etwa 5-mal so hoch ist, wie in Hamburg und Bergedorf. Die Restabfallmenge hingegen ist in Hamburg mit 306 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ am höchsten. Die etwas geringere durchschnittliche Restabfallmenge in Bergedorf (274 kg FM EW⁻¹ a⁻¹) könnte durch den größeren Anteil der Einfamilienhäuser und den damit verbundenen Gärten erklärt werden, in denen häufiger Eigenkompostierung betrieben wird, sodass weniger Garten und Küchenabfälle im Restabfall entsorgt werden. Insbesondere der als Hausmüll oder hausmüllähnlicher Gewerbeabfall bezeichnete Restabfall enthält nicht bezifferte Anteile von Gewerbeabfall. Kranert et al. (2012) schätzt den Anteil basierend auf 6 Literaturquellen auf etwa 20 %. Unter der Annahme, dass der Restabfall zu etwa 40 % Bio- und Grünabfälle enthält (Witzenhausen-Institut et al. 2008), kann in Hamburg mit einem Potenzial von 119 und in Bergedorf mit 109 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ Bioabfall gerechnet werden, welches derzeit bereits einge-

sammelt wird. Insgesamt ergeben sich damit für die in Tabelle 33 dargestellten Bio- und Gartenabfallmengen.

Untersuchungen von Krogmann (1994), Öko-Institut (Dehoust et al. 2008) und der SRH (Witzenhausen-Institut & JOMA (2000) und JOMA & Witzenhausen-Institut 2008) zeigen, dass die Menge und die Zusammensetzung der Abfälle stark von den Siedlungsstrukturen abhängt und somit ein wie in den Statistiken angegebener Durchschnittswert nur bedingt zur detaillierten Ermittlung von Stoffströmen geeignet ist. Gleichzeitig wird an den unterschiedlichen Zahlen auch deutlich, dass eine detailliertere Abschätzung vor allem der Abfälle in Bio-tonnen und Grünabfällen anhand der Flächenparameter notwendig ist und die statistischen Daten als Vergleichsgröße und zur Ermittlung des derzeitig erschließbaren Potenzials verwendet werden können.

Tabelle 33: Gesammelte Rest-, Bio- und Gartenabfälle 2010 nach Statistisches Bundesamt (2012) und Brandt & Engelschall (2011)

	Deutschland	Hamburg	Bergedorf
	kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹	kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹	kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹
Restmüll oder hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	176	306	274
Davon			
gewerblicher Restabfall (20 % Gesamtmenge)	35	61	55
Anteil Bioabfall in privatem Restabfall (40 %)	56	98	88
Getrennt gesammelter Bioabfall	46	16	18
Garten- und Parkabfall	61	5	3
Bio- und Gartenabfall ohne gewerblichen Restabfall	163	119	109

Da davon ausgegangen wird, dass die Lebensmittelabfälle von den Privathaushalten zum überwiegenden Teil über die öffentliche Müllabfuhr entsorgt werden, kann anhand der eingesammelten Bio- und Restabfalltonnenabfälle zusammen mit Literaturwerten und eigenen Untersuchungen ein Wert für die Lebensmittelabfallmengen ermittelt werden.

6.2 VERWERTUNGSRELEVANTE PARAMETER

Die relevanten Fraktionen und deren verwertungsrelevanten Eigenschaften sind in Tabelle 34 dargestellt. Versuche zum Biogaspotenzial von Rasenschnitt üblicher Rasenmischungen zeigen bis auf wenige Ausreißer Werte zwischen 300 und 500 m³ / Mg oTS (vgl. Oechsner et al. 2003; Oldenburg et al. 2012). Grünabfälle hingegen weisen je nach Zusammensetzung sehr große Schwankungen auf (vgl. Kranert et al. 2008). Die Angabe repräsentativer jahreszeitlicher Werte ist dadurch mit großen Schwierigkeiten verbunden (edb.). Anhand der ermittelten Werte für unterschiedliche Grünabfälle kann eine Abschätzung z.B. der Dichte erfolgen. Nach ebd. beträgt die Dichte von Grünabfällen zwischen 300 – 500 kg/m³, wobei niedrigere Volumengewichte oft mit höherem Holz- und z.T. Laubanteilen verbunden waren, sodass Materialien mit geringem Holzanteil Werte von 400 – 500 kg / m³, mit hohem Holzanteil Werte um

300 kg / m³ aufweisen. Weiterhin gibt ebd. Wassergehalte von 23 – 82 % (Mittelwert 52 %), Aschegehalte zwischen 4 und 61 % (Mittelwert 26 %) und Heizwerte von 2,2 – 9,8 MJ / kg FM an. Die bei ebd. angegebenen Dichten verschiedener Sieblinien und Materialströme können als Anhaltswerte für eine Abschätzung verwendet werden. Für die Feinanteile < 10 mm ergibt sich ein Mittelwert bei etwa 400 kg / m³ (ebd.). Zudem ermittelte Pretz et al. (2005) in Siebversuchen von Grünabfällen für die Fraktion < 10 mm einen Heizwert von 5.100 kJ/kg FM, einen Wassergehalt von 30 % und einen Aschegehalt von 41 %. Für holzige Materialien gibt Kranert et al. (2008) eine Dichte von 200 – 270 kg / m³, Heizwerte von 10 – 15 MJ / kg (Mittelwert 12 MJ / kg), Wassergehalte von 15 bis 41 % (Mittelwert 27 %) und Aschegehalte von 4 – 18 % (Mittelwert 9 %) an.

Tabelle 34: Verwertungsrelevante Eigenschaften aus Literaturangaben (Zusammenfassung aus div. Quellen, siehe Tabelle A2-1 im Anhang)

	Bioabfall	Küchenabfall	Laub	Gras	Grünabfall (Baum – u. Strauchschnitt)	Grünabfall (Weichorganik)
Dichte [Mg / m ³]	0,19 – 0,6					
TS [% FM]	20 – 50	10 – 40	38 – 85	50 – 74	48 – 75	20 – 52
Glührückstand [% TS]	19 – 70	20 – 80	13 – 42	12	15 – 35	30 – 68
Heizwert H _u [kJ / kg FM]	3.500 – 5.000	3.700	10 – 18	5.830	8.000	3.500
Biogasprod. [l / kg oTS]	150 – 600	600 – 1.000	120 – 380	470	40 – 250	300 – 700
C/N – Verhältnis	10 – 36	12 – 20	20 – 60	10 – 40	400 – 500	
K [% TS]	0,5 – 2,1	0,4 – 1,8	0,3	0,68	0,3 – 0,5	0,4 – 1,6
N [% TS]	0,6 – 2,7	0,6 – 2,2	0,8 – 1,21	2,52	0,1 – 0,4	0,3 – 1,9
P [% TS]	0,3 – 1,5	0,3 – 1,5	0,05	0,26	0,1	0,4 – 1,4
Mg [% TS]	0,2 – 1,7				0,1 – 1,5	
Ca [% TS]	0,5 – 6,8				0,4 – 12	

Für die Biogaspotenziale können eigene, bisher unveröffentlichte Untersuchungen nach VDI 4630 herangezogen werden, die für Mischgrünproben eines Recyclinghofs monatsweise zwischen März und September untersucht wurden. Die Proben wurden manuell in krautige und holzige Anteile getrennt und die Biogaspotenziale für die Gesamtprobe sowie die krautige

Fraktion bestimmt. Daraus ergeben sich Biogaspotenziale für die krautige Fraktion von 175 – 259 l / kg oTS, wobei sich keine signifikanten jahreszeitlichen Schwankungen feststellen lassen. Die Mischprobe unterliegt aufgrund der holzigen Anteile deutlich größeren Schwankungen zwischen 112 und 234 l / kg oTS. Hierbei kann in den Monaten Mai bis September mit 150 – 234 l / kg oTS und im März und April mit geringeren Werten von 110 – 120 l / kg oTS gerechnet werden.

Die Biogaspotenziale von Laub liegen je nach Baumart zwischen 134 und 378 l / kg oTS und für einen anhand der in Hamburg vorherrschenden Straßenbäume erstellten Laubmix bei 229 l / kg oTS (Adwiraah 2012). Weitere Parameter geben Baur & Haas (2002), Bifa GmbH 1997), Doedens (2005), FNR (2005), Gerhardt (2003), v. Hammel (1994), Jäkel & Mau (2003), Krogmann (1994), Schmidt (2006), Vogt et al. (2002) und Weiland (2000) an. Hieraus sind die Parameter in Tabelle 34 zusammengefasst und detailliert im Anhang angegeben.

Diese Parameter sollen zusätzlich in dem System integrier- und darstellbar sein. Aufgrund der Komplexität und Variabilität der Parameter, erfolgt die Festlegung der verwertungsrelevanten Parameter für das GIS über die aus Literaturwerten ermittelten Mittelwerte und Schwankungsbreiten.

6.3 FRAGEBÖGEN AN PRIVATHAUSHALTE IN AUSGEWÄHLTEN STRAßENZÜGEN

Von den 99 zurückgesendeten Fragebögen wurden 75 % von Bewohnern von Einfamilienhäusern oder Doppelhaushälften ausgefüllt, 14 % stammen von Reihenhäusern und 10 % von Mehrfamilienhäusern. Einen Überblick gibt Tabelle 35.

Tabelle 35: Übersicht über die zurückerhaltenen Fragebögen von Privathaushalten (GA = Gartenabfall, LA = Lebensmittelabfall)

EW je Haus- halt			Anzahl Fragebögen	durchschnittl. Gartengröße	Eigenkompostierung		Recyclinghof- nutzer
					GA	LA	GA
EFH	2,7	mit Biotonne	47	789 m ²	47 %	28 %	30 %
		ohne Biotonne	28	622 m ²	82 %	82 %	54 %
RH	2,8	mit Biotonne	10	177 m ²	20 %	20 %	0 %
		ohne Biotonne	0	-	-	-	-
MFH	1,9	mit Biotonne	1	0 m ²	0 %	0 %	0 %
		ohne Biotonne	9	0 m ²	0 %	0 %	0 %

Auffällig sind die deutlich kleineren Haushaltsgrößen in den Mehrfamilienhäusern, in denen im Durchschnitt 1,9 Personen leben. Diese Haushalte verfügen über keinen eigenen Garten. Die Einfamilienhäuser mit Biotonne (EFHmB) haben mit 789 m² die im Durchschnitt größten Gärten. Diese sind etwa 27 % größer als die der Einfamilienhäuser ohne Biotonne (EFHoB). Von den nicht an die Biotonnensammlung angeschlossenen Haushalten gaben 82 % an, Ei-

genkompostierung der Lebensmittel- und Gartenabfälle zu betreiben. 54 % nutzen den Recyclinghof zur Entsorgung von Gartenabfällen. Unter den Haushalten in EFHmB befinden sich deutlich weniger Eigenkompostierer. Knapp die Hälfte gab an, Gartenabfälle zu kompostieren und weniger als ein Drittel kompostiert Lebensmittelabfälle selbst und 30 % nutzen den Recyclinghof als eine Entsorgungsmöglichkeit für Gartenabfälle. Die kleinsten Gärten finden sich bei den Reihenhäusern, von denen alle Teilnehmer an die Biotonnensammlung angeschlossen sind. Eigenkompostierung wird nur von 20 % dieser Haushalte betrieben.

Kreuztabellenanalysen der Daten der Einfamilienhäuser zeigen, dass deren Gartengröße keinen Einfluss auf die Größe der verwendeten Biotonne hat und die generelle Nutzung der Eigenkompostierung der Haushalte mit Biotonne nicht von der Gartengröße abhängt (Abbildung 16).

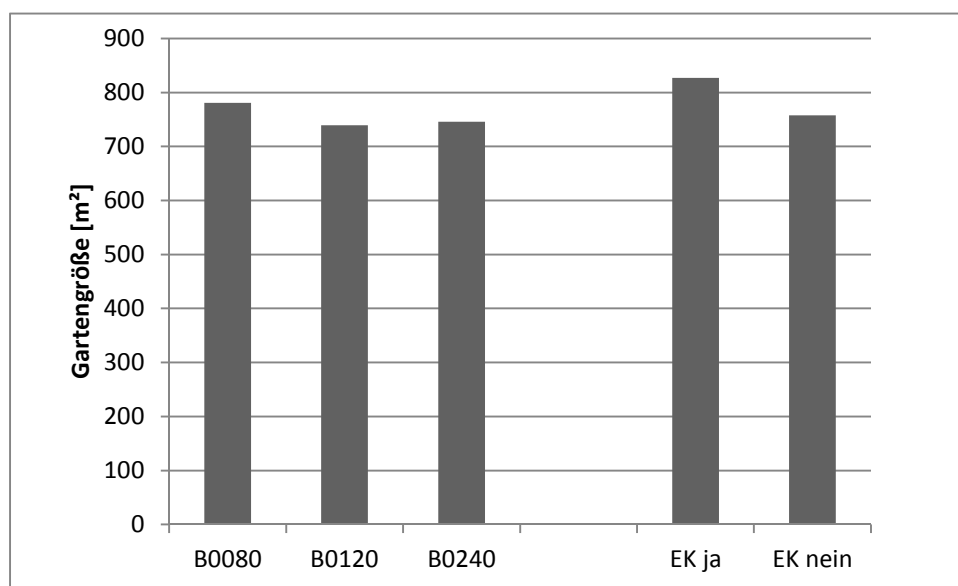


Abbildung 16: Biotonnenvolumen und Eigenkompostierung der EFHmB in Abhängigkeit der Gartengröße

Es ist jedoch zu sehen, dass die Eigenkompostierer zu geringeren Biotonnenvolumen tendieren (Abbildung 17) und die Haushalte, welche Teile ihrer Gartenabfälle über die Restabfalltonne entsorgen im Durchschnitt 37 – 51 % kleinere Gärten haben, als diejenigen, welche angaben, keine Gartenabfälle über die Restabfalltonne zu entsorgen (Abbildung 18).

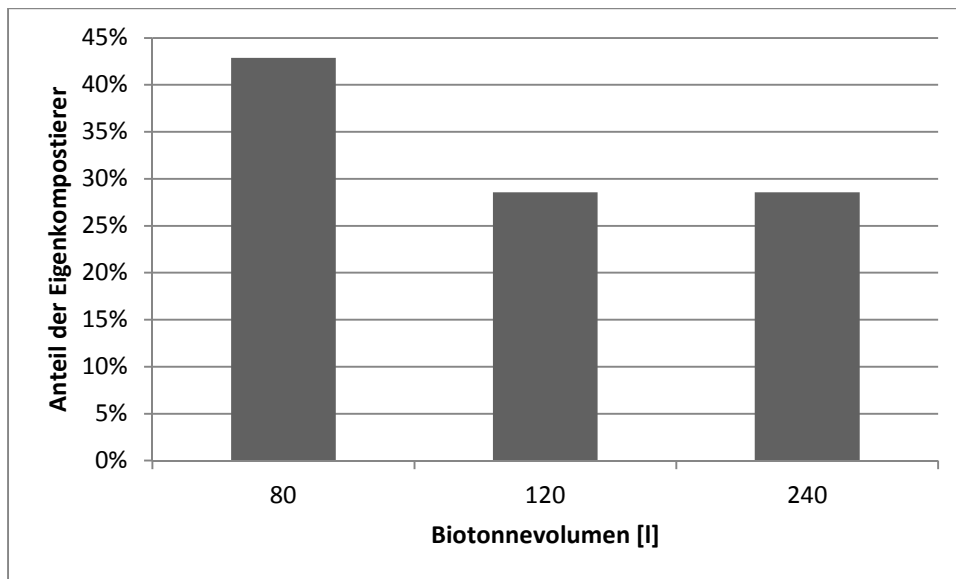


Abbildung 17: Anteile der Eigenkompostierung betreibenden Haushalte in Abhängigkeit des Biotonnenvolumens

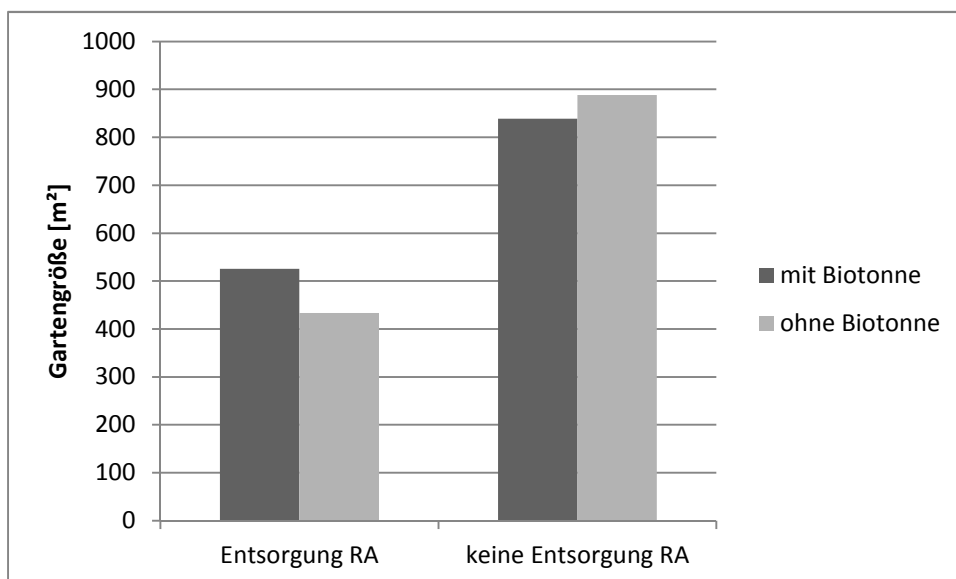


Abbildung 18: Durchschnittliche Gartengrößen in Abhängigkeit der Entsorgung von Gartenabfällen in der Restabfalltonne

6.3.1 Eigenkompostierung von Lebensmittelabfällen

In einer Studie zur Eigenkompostierung im Hamburger Stadtgebiet (Forschung & Beratung für Wohnen, Immobilien und Umwelt GmbH 1993) gaben rund 70 % der Haushalte mit Komposthaufen (79 % der Gesamtanzahl) an, regelmäßig und weitere 5 % unregelmäßig Eigenkompostierung von Küchenabfällen zu betreiben. Obwohl die Studie schon längere Zeit zurück liegt, ist davon auszugehen, dass viele Haushalte, wie in den Umfragen ermittelt, zumindest Teile ihrer Küchenabfälle auf dem eigenen Kompost entsorgen.

Die Haushalte wurden zu ihrem Entsorgungsverhalten bezüglich ihres Küchenabfalls befragt. Wie Abbildung 19 zeigt, ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen Haushalten mit und ohne Biotonne. Ein Großteil der Haushalte ohne Biotonne (81,5 %) gab an, Eigenkompostie-

rung von Küchenabfällen zu betreiben. Mehr als zwei Drittel davon (56 % der Einfamilienhaushalte ohne Biotonne) gaben an, ihren gesamten Küchenabfall (EK 100 %) auf dem eigenen Kompost zu verwerten, während die restlichen Eigenkompostierer zusätzlich die Restabfalltonne nutzen (EK + Rest).

Von den 40 teilnehmenden EFH mit Biotonne gaben im Vergleich nur 28 % an, Küchenabfälle auf dem eigenen Komposthaufen zu verwerten, wovon 3 Haushalte angaben, ihre gesamten Küchenabfälle selbst zu kompostieren, was weniger als 8 % der EFH mit Biotonne entspricht. Die meisten Eigenkompostierer (17 %) nutzen zusätzlich die Biotonne (EK + Bio) sowie zum Teil (4 %) die Restabfalltonne (EK + Bio + Rest).

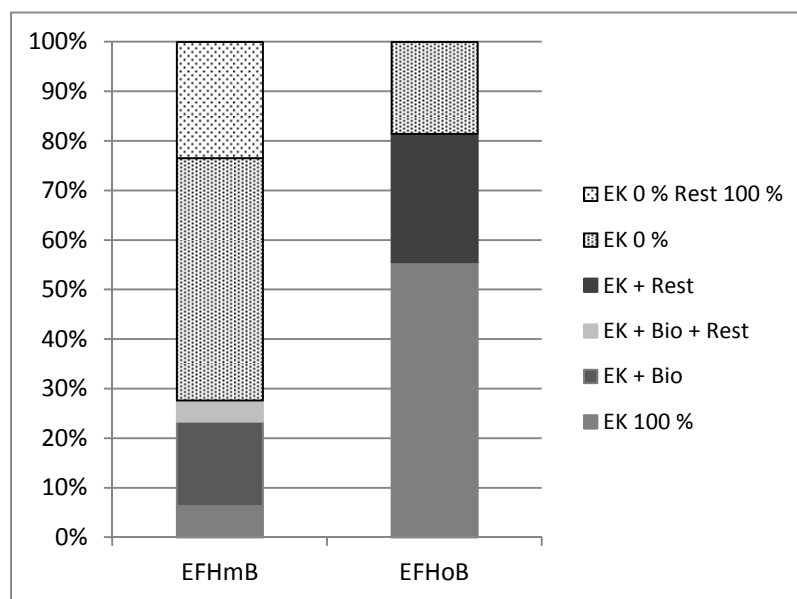


Abbildung 19: Anteil der Eigenkompostierung (EK) der Küchenabfälle betreibenden Haushalte in EFH und DHH mit Biotonne (EFHmB) und ohne Biotonne (EFHoB) und weiterer genutzter Entsorgungswege Biotonne (Bio), Restabfalltonne (Rest) sowie keine Eigenkompostierung betreibende Haushalte (EK 0 %) und Haushalte, die all ihre Küchenabfälle in der Restabfalltonne entsorgen

6.3.2 Eigenkompostierung von Gartenabfällen

Die Haushalte wurden zur Entsorgung ihrer Gartenabfälle befragt. Hierbei wurden als Entsorgungsmöglichkeiten für Gartenabfälle die Biotonne, Eigenkompostierung, Recyclinghof, Osterfeuer und für Stammholz der Kamin angegeben.

Von den 47 Haushalten in EFH mit Biotonne gaben 28 % an, ausschließlich die Biotonne zur Entsorgung ihrer Gartenabfälle zu nutzen. 47 % (22) gaben an, zusätzlich Eigenkompostierung von Gartenabfällen zu betreiben, wovon 3 Haushalte (14 %) zusätzlich die Restabfalltonne zur Entsorgung nutzen. 14 Haushalte (29,8 %) entsorgen Gartenabfälle zusätzlich zur Biotonne auf dem Recyclinghof, von denen 2 zusätzlich den Restabfall nutzen und 4 Haushalte dies zusätzlich zur Eigenkompostierung tun, jedoch keine Gartenabfälle in der Restabfalltonne entsorgen. 4 Haushalte entsorgen holzige Gartenabfälle im Kamin und 11 beim Osterfeuer, wovon die Mehrheit auch Eigenkompostierung betreibt (8).

Insgesamt wird die Restabfalltonne von den Biotonnenbesitzern von 20 % auch für Gartenabfälle genutzt. 30 % geben Grünabfall auf dem Recyclinghof ab, von denen 29 % Eigenkompostierung betreiben oder die Restabfalltonne zusätzlich nutzen (14 %). 25,5 % der Haushalte aus EFHmB entsorgen alle Gartenabfälle in der Biotonne, 44,7 % betreiben neben der Biotonne zusätzlich Eigenkompostierung, wovon 38,1 % (17 % der Gesamtanzahl) dies als einzigen weiteren Entsorgungsweg angaben. Ein Haushalt gab an, Gartenabfälle komplett zu kompostieren, ein anderer, alle Gartenabfälle am Recyclinghof abzugeben. Die restlichen 25,5 % nutzen neben der Biotonne vor allem den Recyclinghof und die Restabfalltonne sowie teilweise den Recyclinghof oder das Osterfeuer.

Von den EFHoB betreiben 82 % der Haushalte Eigenkompostierung. 4 Haushalte (14,3 %) davon gaben an, Gartenabfälle ausschließlich selbst zu kompostieren. 53,6 % nutzen den Recyclinghof und 46,5 % das Osterfeuer zur Entsorgung.

6.4 ERGEBNISSE DER EIGENEN ABFALLSORTIERUNGEN

6.4.1 Abfallmengen der Restabfalltonnen

Während des Versuchszeitraums vor der Juni-Sortierung wurden von der Wohnungsbaugenossenschaft die Abfallbehälterzuordnung der einzelnen Gebäude und die Anzahl der Behälter und deren Standplätze geändert, was auch mit einer Ausweitung der Müllschleusen zu tun haben könnte. Die geänderte Zuordnung und Umstellung der MGB-Abfallcontainer war vor der Probenahme nicht bekannt, sodass nur die Abfallcontainer an den bekannten Plätzen eingesammelt wurden. Die weiteren Behälter, bei denen bei den vorhergehenden Probenahmen nur der Füllstand gemessen wurde, fehlten bei der Probenahme im Juni, sodass die zuzuordnenden Mengen deutlich geringer ausfallen. Eine eindeutige Zuordnung der weiteren Abfallmengen zu den zugehörigen Gebäuden und Einwohnerzahlen ist aufgrund fehlender Daten im Nachhinein nicht mehr möglich, sodass die Juni-Mengen höchstwahrscheinlich zu gering sind. Aufgrund dieser Verzerrungen werden die Sortierungen der MGB der Mehrfamilien- und Reihenhäuser im Juni nicht für die Mengenermittlung verwendet.

Zusätzlich dazu erschwerte der lange und starke Winter im Frühjahr 2010 die Durchführung der Sortierungen. Durch den bis Ende Februar andauernden Frost und die komplett vereisten Straßen und Bürgersteige konnte zeitweise keine Müllabfuhr stattfinden. Nach dem Abtauen musste zunächst die noch ausstehende Abfallsammlung durchgeführt werden, sodass keine weiteren Kapazitäten für die Probenahmen und Sortierungen zur Verfügung standen. Die für Ende Februar geplanten Sortierungstermine mussten daraufhin mehrfach verschoben werden. Durch die dadurch entstandenen Verzögerungen konnten von der Stadtreinigung nur wenige Termine für die Sortierungen, welche in der vegetationsfreien Zeit stattfinden sollten, angeboten werden. Diese lagen allesamt im Zeitraum der Hamburger Frühjahresferien. Es ist daher möglich, dass dies Einfluss auf die Mengen der Abfälle gehabt hat. Bei den Einfamilienhäusern mit Biotonne waren 30 % der Restabfalltonnen leer, was darauf hindeutet, dass die Bewohner im Urlaub waren. Die leeren Behälter wurden bei der Mengenermittlung daher nicht berücksichtigt.

Während die Menge der RHmB und MFHoB bei allen drei Sortierungen relativ konstant war, sind die Mengen im März bei den MFHmB und besonders bei den EFHmB deutlich geringer als bei den anderen Sortierungen. Hier könnte der Urlaub einiger Einwohner zu den geringen Werten geführt haben.

Es ergeben sich die in Abbildung 20 dargestellten, durchschnittlichen, wöchentlichen Mengen je Einwohner und Woche im Vergleich mit den Mengen aus den Abfallsortierungen für ganz Hamburg im Jahr 2008. Da in den Hamburger Abfallsortieranaysen nicht zwischen EFH und RH unterschieden wird, wurde nach Auswertung der vorherrschenden Behältervolumen (vgl. Kapitel 5.2.2) angenommen, dass es sich bei den sortierten 770–1100 MGB der Siedlungsstruktur 1 – 4 ausschließlich um Reihenhäuser handelt und die HG 60–120 wurden den EFH zugeordnet.

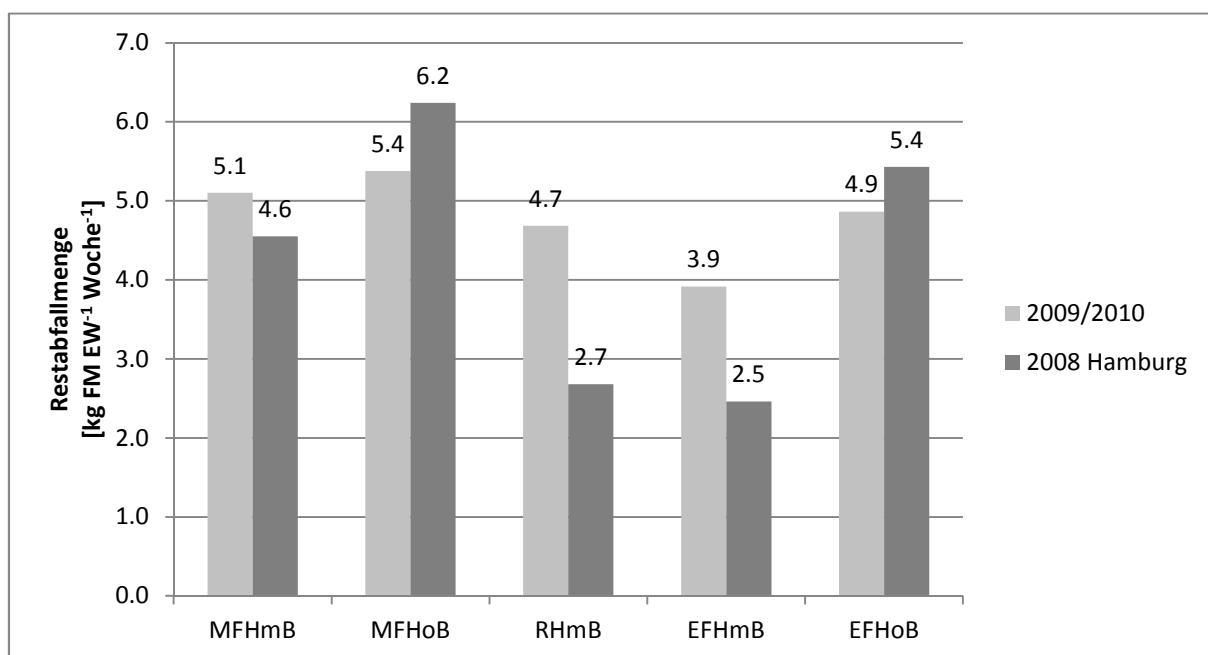


Abbildung 20: Vergleich der Mengen der Restabfalltonnen der eigenen Sortierungen und der Sortierungen für gesamt Hamburg 2008

Die in den Sortierungen ermittelten Werte für die Mehrfamilienhäuser und die Einfamilienhäuser ohne Biotonne stimmen sehr gut mit den Ergebnissen der Abfallsortierung für ganz Hamburg von 2008 (JOMA & Witzenhausen-Institut 2008) überein. Die für die Reihenhäuser und Einfamilienhäuser mit Biotonne ermittelten Mengen sind deutlich höher.

Die insgesamt größten Mengen mit 5,6 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ wurden bei den MFHoB gemessen. Diese liegen damit, ebenso wie die Abfallmengen der MFHmB mit 5,1 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ und die EFHoB mit 4,9 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ in einem ähnlichen Bereich wie die in der Abfallsortierung 2008 für Hamburg ermittelten Werte. In dem Bereich um 5 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ liegen auch die Werte der RHmB. Diese sind mit 4,7 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ jedoch deutlich größer als für gesamt Hamburg. Gleiches gilt auch für die EFHmB, welche mit 4,0 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ die geringsten Mengen Restabfall pro-

duzierten. Dies ist jedoch immer noch deutlich mehr als im Hamburger Durchschnitt, bei dem für EFHmB eine Menge von $2,5 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ festgestellt wurde.

Die größeren Mengen bei den RHmB und EFHmB lassen daher vermuten, dass die Biotonne von diesen Haushalten in geringerem Maß genutzt wird als im Hamburger Durchschnitt. Nach Kern & Raussen (2009) liegt der Mengenunterschied zwischen Biotonnennutzern und Haushalten ohne Biotonne im Durchschnitt bei etwa $0,8 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt auch die Abfallsortierung von 2008 für ganz Hamburg, bei der die Restabfallmenge von Haushalten ohne Biotonne um $0,86 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ größer war als bei Biotonnennutzern.

Die Gesamtmengen der Reihen- und Mehrfamilienhäuser im Jahresverlauf sind in Abbildung 21 dargestellt. Wie beschrieben können die Juni-Sortierungen nicht verwendet werden.

Die Abfallmengen der MFHmB, MFHoB und der RHmB sind relativ gleichbleibend. Die Variationskoeffizienten betragen 6,0 %, 5,5 % und 3,4 %.

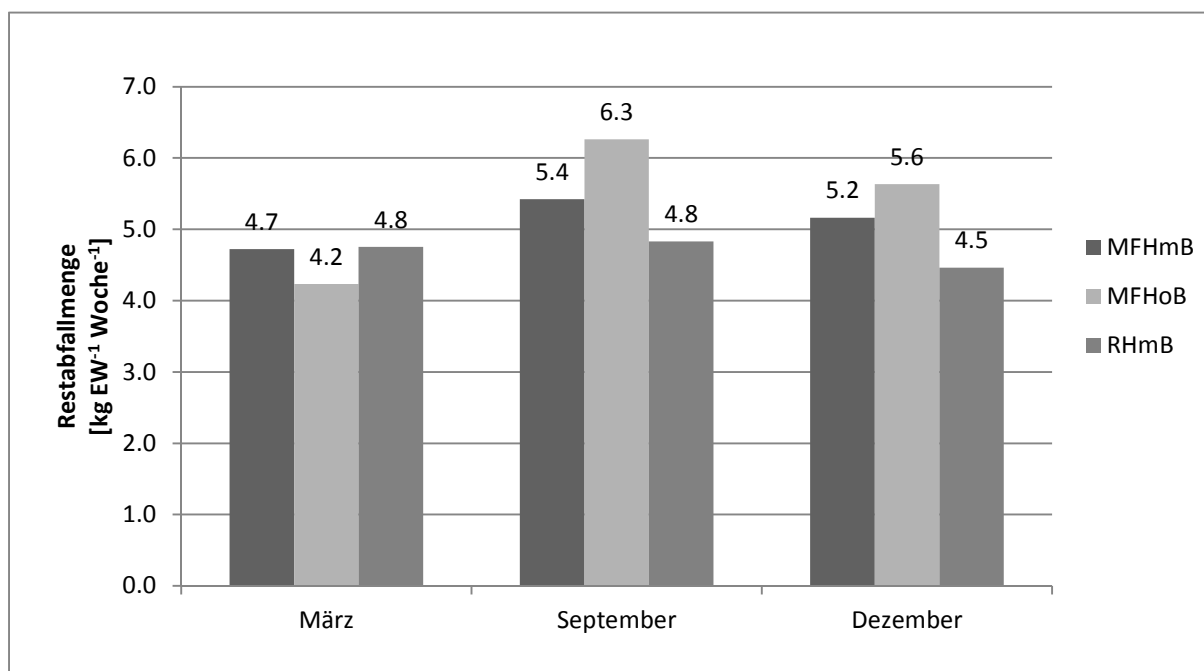


Abbildung 21: Restabfallmengen der Mehrfamilienhäuser (MFH) mit und ohne Biotonne (mB / oB) und Reihenhäuser mit Biotonne (RHmB) im Jahresvergleich

Im Vergleich dazu sind bei den jahreszeitlichen Verläufen der Restabfallmengen von Einfamilienhäusern, welche in Abbildung 22 dargestellt sind, deutliche Mengenunterschiede erkennbar. Bei den EFHmB lässt sich eine Steigerung der Abfallmengen von März bis September erkennen, die im Dezember wieder zurückgeht. Die Abfallmenge im Juni ist etwa 35 % höher als im März. Im September ist sie mit $5,64 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ mehr als doppelt so hoch. Es lässt sich daher eine deutliche saisonale Abhängigkeit feststellen. Diese ist auch bei den Haushalten ohne Biotonne zu erkennen. Dort ist sie weniger ausgeprägt, was sich auch an dem Variationskoeffizienten von 9 % gegenüber 26 % erkennen lässt und das Maximum befindet sich im Juni auf dem Niveau der EFHmB im September. Die Mengen nehmen von

4,4 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ im März um 27 % auf 5,6 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ im Juni zu und gehen im Dezember auf 4,7 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ zurück.

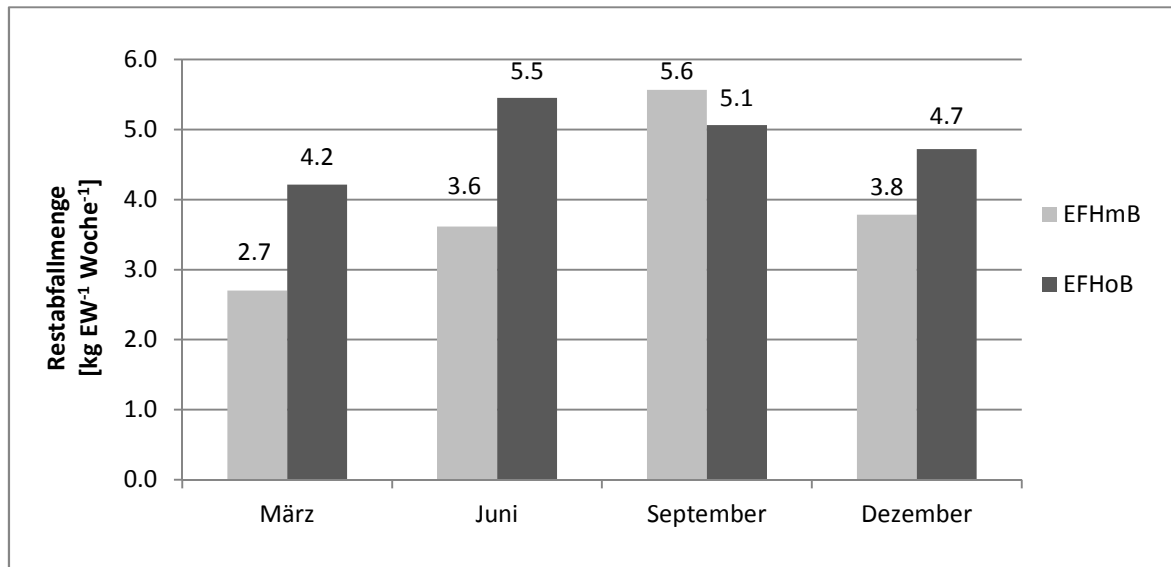


Abbildung 22: Restabfallmengen der Einfamilienhäuser (EFH) mit (mB) und ohne (oB) Biotonne im Jahresvergleich

6.4.2 Gesamtmengen der Biotonnen

Da keine aktuelleren Sortierungen von Bioabfalltonnen vorliegen, wurden die in den Bioabfallsortierungen ermittelten durchschnittlichen Mengen von unterschiedlichen Bebauungsstrukturen denen der Sortierungen von Krogmann (1994) gegenüber gestellt (Abbildung 23).

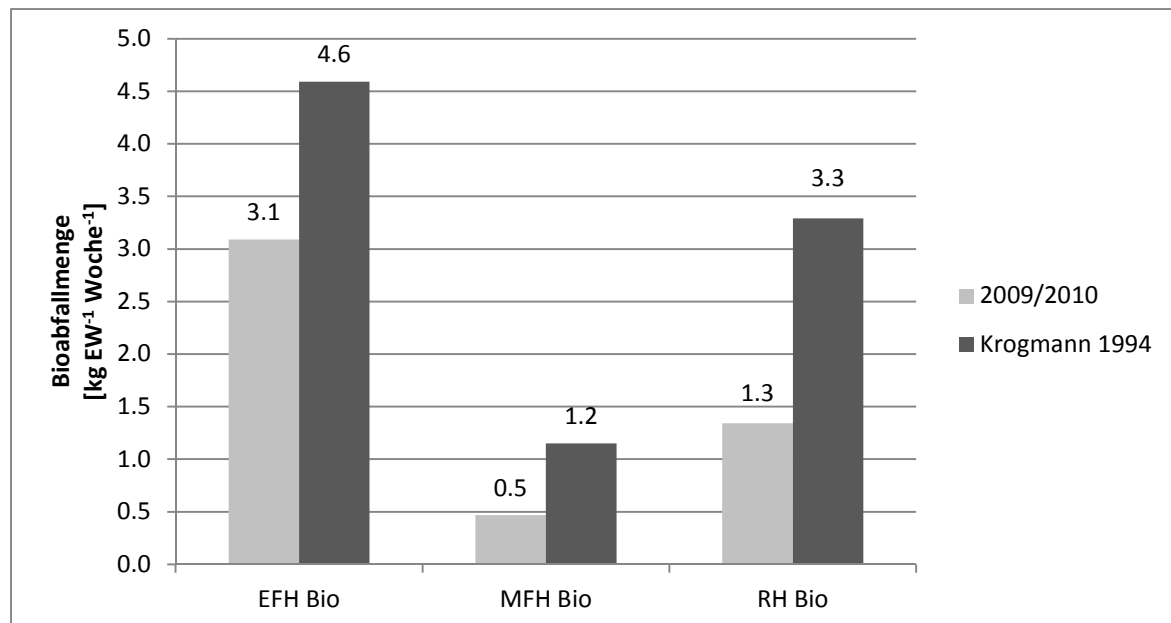


Abbildung 23: Bioabfallgesamtmengen für Einfamilien- und Doppelhäuser (EFH), Mehrfamilienhäuser (MFH) und Reihenhäuser (RH) der eigenen Sortierungen und nach Krogmann (1994)

Hierbei zeigt sich, dass sich die Mengen der jeweiligen Bebauungsstrukturen im Verhältnis tendenziell ähnlich sind, für die einzelne Bebauung jedoch relativ große Unterschiede bestehen. Die meisten Bioabfälle fallen erwartungsgemäß aufgrund der Gärten bei den Einfamilienhäusern an. Die geringsten Bioabfallmengen produzieren die Mehrfamilienhäuser. Deutlich zu erkennen ist, dass bei den eigenen Sortierungen (2009 / 2010) bis zu 60 % weniger Bioabfälle je Einwohner in der Biotonne festgestellt wurden. Insbesondere bei den Reihenhäusern kann das an den kleinen zugehörigen Grundstücken liegen. Die Grundstücksgrößen der Sortierungen von Krogmann (1994) sind nicht bekannt. Insgesamt können die Daten aufgrund der fehlenden Angaben zu den Grundstücksgrößen nicht direkt verglichen werden.

Auch die Abfallmengen im Jahresverlauf zeigen, dass die Bioabfallmengen stark von saisonalen Faktoren, hauptsächlich von dem Anfall von Gartenabfall beeinflusst sind. Dementsprechend wurde bei den EFH im Sommerhalbjahr im Juni und September durchschnittlich knapp doppelt so viel Bioabfall festgestellt wie im Winter. Ein ähnlicher Verlauf, jedoch mit geringeren Mengen, konnte auch bei den Reihenhäusern festgestellt werden. Bei den Mehrfamilienhäusern wurden, wie bei den Reihenhäusern, im Juni die größten Mengen gemessen, die Mengen sind im Vergleich gering. Ein eindeutiger Unterschied zwischen Sommer und Winter besteht nicht.

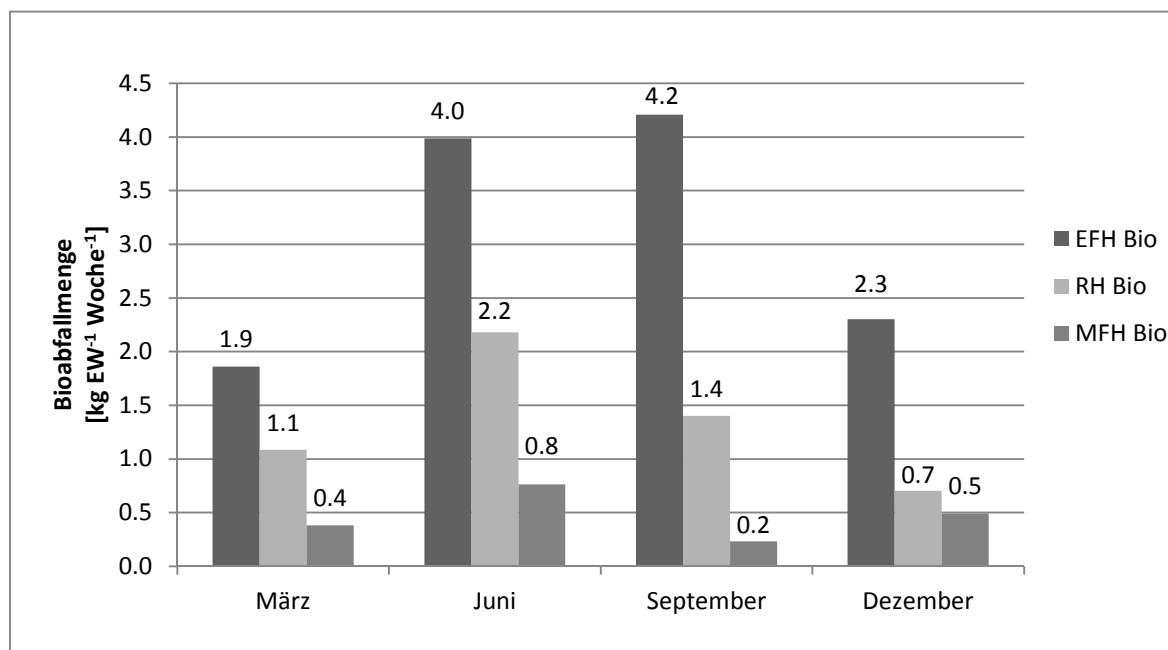


Abbildung 24: Bioabfallmenge im Jahresverlauf für die unterschiedlichen Bebauungsstrukturen
Zusammensetzung des Restabfalls und des Bioabfalls

Die Sortierungen der Restabfalltonnen zeigen, dass der Anteil der Organik in den Restabfalltonnen im Jahresdurchschnitt zwischen 33,5 % bei den MFHmB und 46 % bei den EFHmB liegt. Der Organikanteil der Mehrfamilienhäuser und Reihenhäuser mit Biotonne liegt mit 33,5 % und 34,9 % deutlich unter denen der Mehrfamilienhäuser ohne Biotonne und der Einfamilienhäuser, bei denen ein Organikanteil zwischen 40,6 % und 46 % gemessen wurde (Abbildung 25).

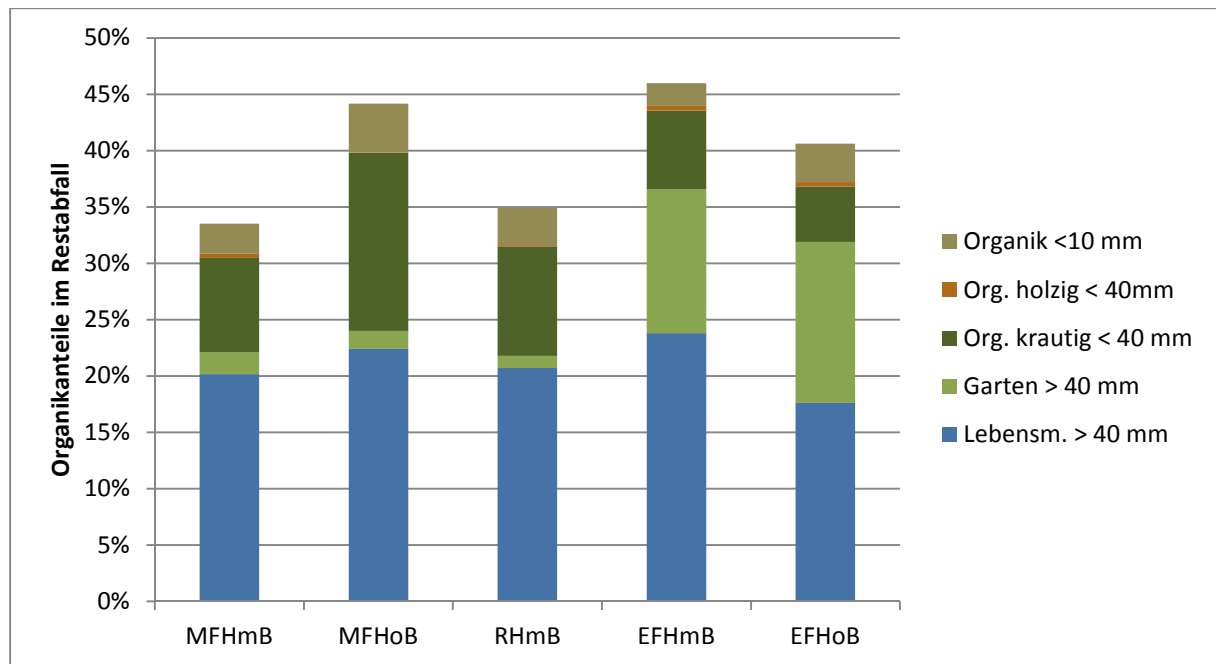


Abbildung 25: Anteile und durchschnittliche Zusammensetzung der Organik im Restabfall der unterschiedlichen Bebauungsstrukturen

Große Unterschiede wurden wie erwartet bei dem Anteil der Gartenorganik festgestellt, wobei aufgrund der, wenn auch kleineren Gärten, mehr Gartenabfall bei den Reihenhäusern erwartet wurde. In der Grobfraction liegt dieser bei den Mehrfamilien und Reihenhäusern bei 1,1 – 2 %. Hieraus kann geschlossen werden, dass auch die organische Mittel- und Feinfraction überwiegend aus Lebensmittelabfällen besteht. Die Restabfalltonnen der Einfamilienhäuser enthalten in der Grobfraction Organikgehalte von 12,9 % (mit Biotonne) und 14,3 % (ohne Biotonne). Hinzu kommt der Gartenabfallanteil in der Mittelfraction, der nicht in allen Sortierungen bestimmt wurde und über die Sortierung einiger Tonne abgeschätzt wird (siehe Kapitel 6.4.3).

Die Lebensmittelabfallanteile in der Grobfraction liegen bei allen Gebäudearten um 20 %, wobei der Anteil bei den EFHmB mit 23,8 % etwas höher und bei den EFHoB mit 17,6 % etwas niedriger ist als bei den Reihen- und Mehrfamilienhäusern, deren Werte zwischen 20,2 und 20,7 % liegen. Die krautige Organik in der Mittelfraction der Mehrfamilien- und Reihenhäuser hat einen Anteil zwischen 8,4 und 14,7 %. Bei den Einfamilienhäusern liegt dieser Anteil niedriger bei 7,0 % (EFHmB) und 4,9 % (EFHoB). Der holzige Anteil der Mittelfraction ist mit maximal 0,5 % sehr gering. Die Organik im Feinanteil beträgt zwischen 2,0 und 5,1 %. Es zeigt sich, dass der holzige Anteil in der Mittelfraction nahezu keine Bedeutung hat.

Ein ähnliches Bild zeigt sich auch in Bezug auf die jeweiligen Mengen. Die Mengen der MFHmB und der RHmB sind sehr ähnlich (Abbildung 26). Signifikante Gartenabfallmengen befinden sich im Restabfall der Einfamilienhäuser.

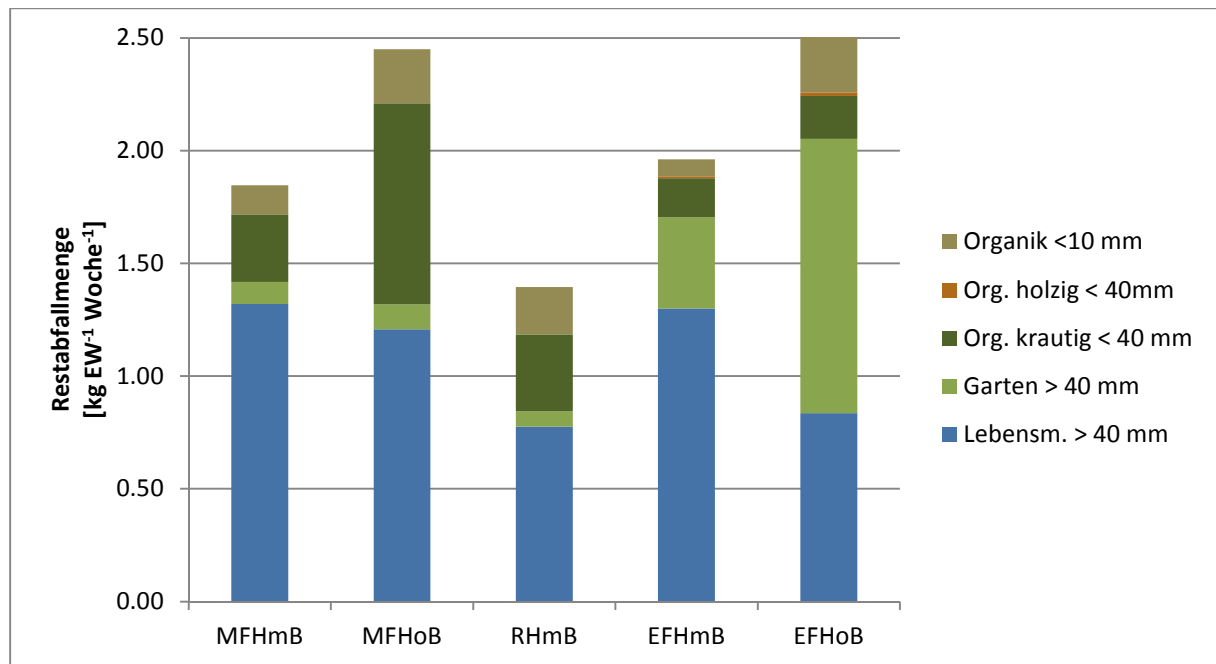


Abbildung 26: Zusammensetzung des Restabfalls je Einwohner

Die Mengen sind mit $0,69 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ bei den EFHoB am größten. Im Restabfall der EFHmB wurden $0,51 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ bestimmt. Die Anteile der krautigen Organik < 40 mm sind bei den Einfamilienhäusern mit $0,24$ und $0,28 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ am geringsten. Deutlich am größten, dreimal so groß wie bei den Einfamilienhäusern und fast doppelt so groß wie bei den Reihenhäusern und Mehrfamilienhäusern mit Biotonne ist diese Menge bei den MFHoB. Hier ist auch die Organikmenge im Feinanteil mit $0,29 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ bis zu 3,6-fach größer.

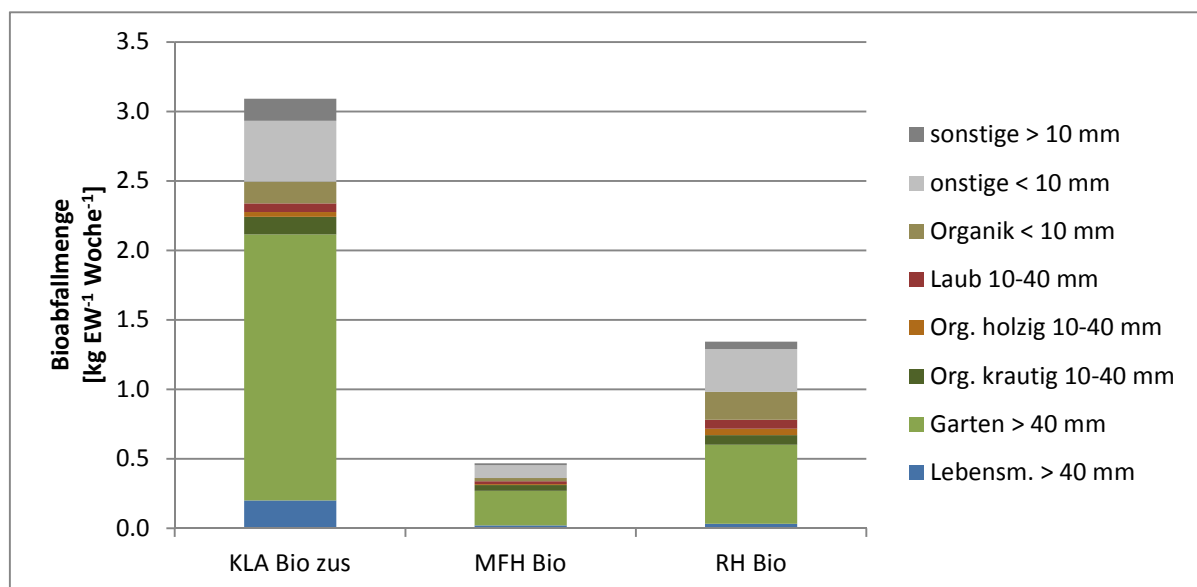


Abbildung 27: Zusammensetzung und Mengen der Biotonnenabfälle

Die Zusammensetzung der Bioabfälle (Tabelle 26) zeigt, dass die Biotonne überwiegend als Gartenabfalltonne verwendet wird und von den Haushalten in den untersuchten RH und MFH nur in sehr geringem Maße für die Entsorgung von Lebensmittelabfällen verwendet wird. Die Lebensmittelabfallmengen in der Grobfraction belaufen sich bei den MFH auf 0,02 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ (2,5 %) bei den Reihenhäusern auf 0,03 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ (4,5 %). Die Einfamilienhäuser entsorgten im Durchschnitt 0,20 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ (6,5 %) über die Biotonne. Hinzu kommt ein Lebensmittelabfallanteil in den Fraktionen kleiner 40 mm, welche nicht in Lebensmittelabfälle und Gartenabfälle unterschieden wurden und als krautige Organik und Organik in der Feinfraktion enthalten sind. Der Anteil der organischen Fraktionen unter 40 mm ist mit weniger als 10 % gering. Die Mengen der im Restabfall entsorgten Gartenabfälle sind bei den untersuchten MFH und RH gering. Dies ist für die MFH aufgrund fehlender Gärten und z.T. vorhandener Balkone und für die RH aufgrund der geringen Gartengrößen und die vorhandene Biotonne nachvollziehbar. EFH entsorgen trotz vorhandener Biotonne Teile ihrer Gartenabfälle im Restabfall. Bei EFH ohne Biotonne finden sich sehr große Mengen Gartenabfall im Restabfall. Mit über 1 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ sind die im Restabfall entsorgten Mengen deutlich größer als im Restabfall der EFHmB. Im Vergleich dazu sind die entsorgten Gartenabfallmengen der EFHmB 3-mal so groß. Da die Grundstücksgrößen der untersuchten Haushalte ohne Biotonne mit im Durchschnitt ca. 770 m² nicht weit unter denen mit Biotonne liegen (ca. 860 m²) kann daraus geschlossen werden, dass die Untersuchung der Restabfalltonnen allein keinen Aufschluss über die Mengen der entsorgten Gartenabfälle liefern kann und dass weitere Entsorgungswege für Gartenabfälle verwendet werden. Der Lebensmittelabfallanteil im Bioabfall der MFH ist ebenso wie der Gartenabfallanteil im Restabfall sehr gering, woraus geschlossen werden kann, dass die meisten Lebensmittelabfälle über die Restabfalltonne entsorgt werden. Dies wird insbesondere für die MFH ohne Biotonne angenommen. Die organische Mittelfraktion im Bioabfall macht nur einen geringen Anteil aus, wohingegen der Anteil im Restabfall signifikante Anteile hat und die Zusammensetzung großen Einfluss auf die Aufteilung in Lebensmittel- und Gartenabfälle hat. Um den Lebensmittelabfall in der Mittel- und Feinfraktion abzuschätzen, wurde daher in einer Sortierung im Dezember zusätzlich die Mittelfraktion detaillierter sortiert.

6.4.3 Garten- und Lebensmittelabfälle in der Mittelfraktion

Die meisten vorliegenden Sortierungen unterteilen den Abfall bei der Sortierung in drei Hauptfraktionen: Die Grobfraction > 40 mm, die Mittelfraktion 10 – 40 mm und die Feinfraktion < 10 mm. Diese werden in einem unterschiedlichen Detaillierungsgrad untersucht. Während in der Grobfraction Küchenabfälle, holzige Gartenabfälle und krautige Gartenabfälle unterschieden werden, wird bei den anderen beiden Fraktionen nur eine organische Fraktion ausgewiesen, welche sowohl Garten- als auch Küchenabfälle enthält.

Eine detaillierte Sortierung der Mittelfraktion gestaltet sich aufgrund der geringen Korngröße aufwändiger als die Grobsortierung. Vermutlich aus diesem Grund bzw. wirtschaftlichen Beschränkungen, aber auch weil detailliertere Daten nicht erforderlich waren, wurde bei früheren Sortierungen in der Mittelfraktion nicht zwischen Garten- und Lebensmittelabfällen unterschieden. Da diese Unterscheidung jedoch für die Einsammlung und den späteren

Verwertungsweg von großer Bedeutung sein kann, soll eine Möglichkeit gefunden werden, auch diese Sortierungen für die Ermittlung der Lebensmittel- und Gartenabfälle zu verwenden. Hierbei wird angenommen, dass sich das Verhältnis von Lebensmittel- und Gartenabfall in der Grobfraction auch auf die Mittelfraction übertragen lässt. Diese Annahme wurde auch durch das Witzenhausen-Institut (2010a) in der Abfallanalyse der Abfallwirtschaftsgesellschaft Südholstein (AWSH) getroffen. Da bisher keine Untersuchungen zu der Zusammensetzung der organischen Mittelfraction existieren, wurde im Rahmen der selbst durchgeführten Abfallsortieranalysen in der Dezembersortierung bei der Sortierung der Mittelfraction zusätzlich zu der krautigen Organikfraction, in die Fraction Lebensmittelabfälle sortiert. Um den Aufwand gering zu halten, wurde nicht noch eine zusätzliche Fraction Gartenabfälle berücksichtigt. Aufgrund der sehr geringen Gartenabfallmengen bei den MFH und RH wurde diese Sortierung nur für die Rest- und Biotonnen der EFH durchgeführt.

Die Sortierung der Mittelfraction ist jedoch wegen der geringen Korngrößen oftmals schwierig. Zum Beispiel stellt die Unterscheidung zwischen Blattresten von Gemüse aus der Essenszubereitung und Blättern von Gartenpflanzen eine große Herausforderung für die Sortierenden dar. Die Unterscheidung der einzelnen Materialien in der Mittelfraction unterliegt daher vermutlich einer größeren Fehlerwahrscheinlichkeit als bei der Grobsortierung.

An den Daten der Sortierung wird deutlich, dass vor allem in den Mehrfamilienhäusern wenig bis keine Gartenabfälle in der Restabfalltonne entsorgt werden. Dies ist naheliegend, da die untersuchten Häuser nur über kleine Terrassen mit wenig Grünfläche im Erdgeschoss sowie Balkone in den Obergeschossen verfügen, wovon keine großen Gartenorganikströme zu erwarten sind. Im Restabfall der Mehrfamilienhäuser und Reihenhäuser wurde ein Gartenabfallanteil im Organikanteil von ca. 3 bis 5 % festgestellt, wobei sich in dieser Fraction auch z.B. Blumensträuße wieder finden. Es wird daher davon ausgegangen, dass der Anteil des Gartenabfalls in der Organikfraction < 40 mm sehr gering ist. Der Gartenabfall im Restabfall der Einfamilienhäuser ist mit ca. 8 bis 12 % im Jahresdurchschnitt deutlich höher als bei den untersuchten MFH und RH. Daher wurde in den eigenen Abfallsortierungen in einer Sortierung auch die Organik 10 – 40 mm genauer sortiert, wobei in Küchenabfälle und sonstige Organik unterschieden wurde.

In Abbildung 28 sind die prozentualen Anteile der Lebensmittelabfälle in der Grob- und Mittelfraction der untersuchten 23 Restabfalltonnen gegenüber gestellt. Die lineare Regression zeigt ein Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,88 und eine Standardabweichung von 12,3 %, was unter den schwierigen Bedingungen der Sortierung als sehr gute Korrelation anzusehen ist.

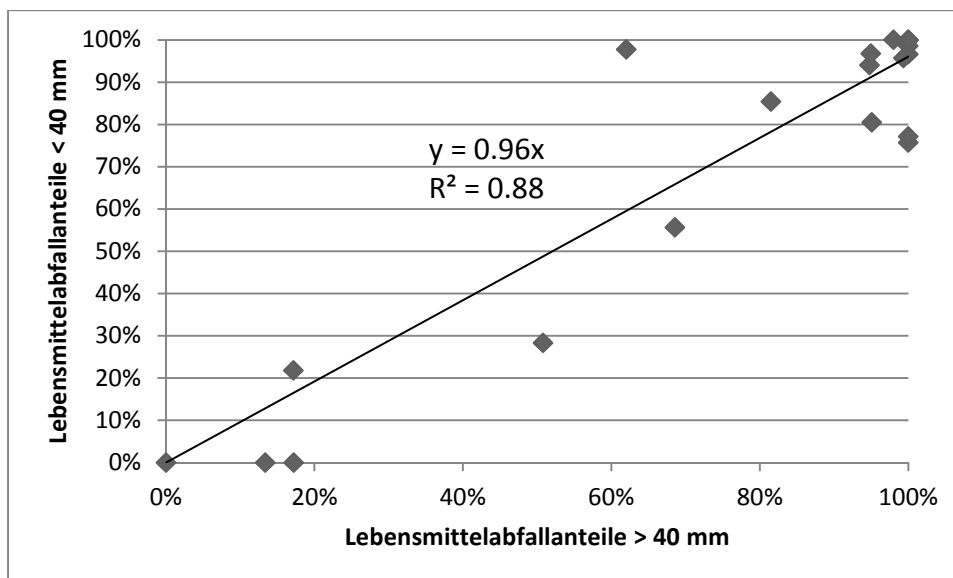


Abbildung 28: Gegenüberstellung der Lebensmittelabfallanteile im Restabfall der EFH in der Grob- und Mittelfraktion

Da es sich bei den Lebensmittelabfällen um Material handelt, welches zu nahezu 100 % der krautigen Organikfraktion zugeordnet werden kann und sowohl die Grob- als auch die Mittelfraktion in holzige und krautige Organik sortiert wurden, stellt sich die Frage, ob für die Ermittlung der Lebensmittelabfälle nur die krautigen Fraktionen verwendet werden sollten.

Die untersuchten Restabfallbehälter beinhalteten im Mittel 6 % holzige Organik, sodass der Einfluss als gering einzuschätzen ist. In einer Auswertung der Sortierungen nur mit dem krautigen Anteil zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede (Tabelle 36).

Außerdem beinhaltet die Fraktion Küchenabfälle auch verpackte Lebensmittel. Diese werden in den meisten Sortierungen jedoch nicht unterschieden. Da es sich um originalverpackte Lebensmittel oder angebrochene verpackte Lebensmittel handelt, die in ihrer Verpackung deutlich größer als 40 mm sind, z.B. verdorbene verpackte Lebensmittel wie Joghurt, volle Tetrapacks, Schnittbrot, Käse, Gemüse oder Obst, ist von diesen Fraktionen mit keiner Mittel- oder Feinfraktion zu rechnen. Vergleichende Berechnungen zeigen, dass die Korrelation durch den Ausschluss der verpackten Lebensmittel noch weiter erhöht werden kann. Allerdings sind die Unterschiede gering.

Tabelle 36: Vergleich der Lebensmittelabfallanteile in Grob- und Mittelfraktion im Restabfall (EFH) in Bezug auf die Gesamtgartenorganik, die krautige Gartenorganik und unter Ausschluss der verpackten Lebensmittelabfälle

Berechnet mit	Bestimmtheitsmaß r^2	Standardabweichung
Gesamtgartenabfall	0,88	12,3 %
Gesamtgartenabfall ohne verpackte Lebensmittelabfälle	0,90	11,5 %
Nur krautige Gartenorganik	0,88	12,6 %

Die Unterteilung der Lebensmittelabfälle in der Grobfraction wurde bei den meisten vorliegenden Untersuchungen nicht durchgeführt, sodass für die Ermittlung der Lebensmittelabfälle in der Mittel- und Feinfraction die Gesamtküchenabfallmengen der Grobfraction herangezogen werden kann.

Während sich bei den Restabfallbehältern eine gute Korrelation ergibt, konnte bei den Sortierungen der Mittelfraction der 17 Biotonnen diese Korrelation mit einer Standardabweichung von 31,4 % und einem Bestimmtheitsmaß von 14,4 % nicht bestätigt werden. Dies könnte z.T. an der geringeren Menge Küchenabfall in der Biotonne, die im Durchschnitt im Dezember 11,8 % betrug, liegen und dem Verhältnis zwischen Küchenabfall und Gartenabfall in der Grobfraction, welches etwa 1:5 beträgt, wodurch die Identifizierung der Küchenabfälle bei der Sortierung evtl. erschwert wurde.

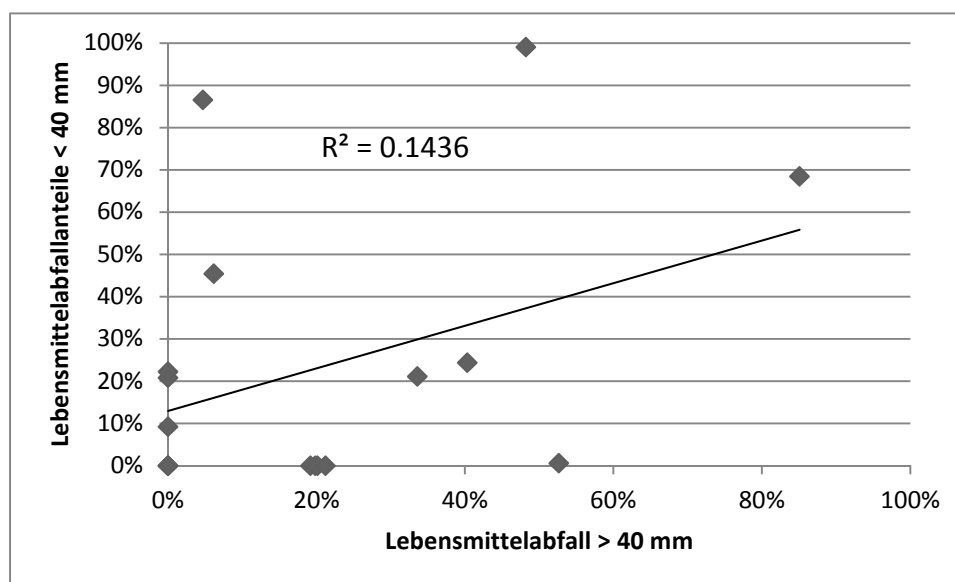


Abbildung 29: Gegenüberstellung der Lebensmittelabfallanteile im Bioabfall der EFH in der Grob- und Mittelfraction

Der Anteil der krautigen Organik in der Mittelfraction beträgt im Durchschnitt etwa 4 % der Gesamtmenge, sodass sich mit einer Standardabweichung von 31,4 % ein maximaler Fehler von 1,3 Prozentpunkten der Gesamtmenge berechnet. Um die Lebensmittelabfallmenge in der Mittelfraction der Biotonnenabfälle abzuschätzen, soll daher trotz fehlender Korrelation angenommen werden, dass sich das Verhältnis der Grobfractionen auf die Mittelfraction übertragen lässt.

Eine Überprüfung und Zuordnung der organischen Fraction in der Feinfraction < 10 mm konnte nicht durchgeführt werden, da diese in unterschiedlichem Maß aus Sand, Erde, Kleintierstreu, Blättern und Baumnadeln, Kaffee- und Teeresten, Mais, Erbsen und anderem Gemüse etc. besteht. Eine zuverlässige Unterscheidung zwischen Erde und Kaffeesatz, Steinen und Kleintierkot etc. ist jedoch mit angemessenem Aufwand nicht möglich.

Der Anteil der organischen Feinfraction im Restabfall beträgt zwischen 1,0 % und 5,1 %, im Jahresmittel 2,7 % der Gesamtmenge sowie zwischen 2,4 % und 10,6 % an der Gesamtorga-

nikmenge (im Jahresmittel 6,4 %). Da für diese Fraktion keine statistischen Werte vorliegen, läge der maximale Fehler bei 6,4 %. Da der Lebensmittelabfallanteil in der Grobfraktion im Durchschnitt aller Restabfallsortierungen der EFH bei 60 % liegt und die Erfahrungen der Abfallsortierungen zeigen, dass sich auch in der Feinfraktion Lebensmittelabfälle befinden, ist der tatsächliche Fehler als geringer einzuschätzen. Es wird daher zur Bestimmung der Küchenabfallmengen in der Feinfraktion ebenso von der Aufteilung der Grobsortierung ausgegangen. Der durch Glühverlust bestimmte Organikanteil wird demnach in Relation zu der Grobsortierung in eine Garten- und eine Lebensmittelabfallfraktion aufgeteilt.

Alternativ zu der Aufteilung analog zur Grobfraktion ist auch eine paritätische Teilung in Garten- und Lebensmittelabfälle denkbar oder anhand der durchschnittlichen Verteilungen in Abfallsortierungen. Schneider et al. (2012, zit. in Kranert et al. 2012) berichten, dass die ersten Ergebnisse einer Studie in Österreich, bei der die Fraktion < 40 mm untersucht wurde, darauf hindeuten, dass im Durchschnitt 35 % Küchenabfälle in der Organikfraktion < 40 mm gefunden wurden. Andere Untersuchungen deuten darauf hin, dass zumindest in der Organikfraktion > 10 mm ein Küchenabfallanteil in gleicher Höhe wie in der Organikfraktion > 40 mm von ca. 81 % besteht (Kranert et al. 2012). Untersuchungen der Feinfraktion liegen auch hier nicht vor. Die große Variabilität der Ergebnisse lässt vermuten, dass ein starrer Wert nicht für alle Sortierungen gleichermaßen angenommen werden kann. Zur Abschätzung des Einflusses der jeweiligen Annahmen werden sowohl für die Mittel- als auch für die Feinfraktion vergleichende Berechnungen durchgeführt.

$$\varphi_{Fraktion} = \frac{LA_{Fraktion}}{GA_{Fraktion}} \quad 6.1$$

Mit Gleichung 6.1 ergeben sich daraus die folgenden Berechnungsvarianten:

- a. Das Verhältnis der Lebensmittelabfälle zu den Gartenabfällen in der Grobfraktion wird zur Abschätzung der Verhältnisse in der Mittel- und Feinfraktion übernommen.

$$\varphi_{g40} = \varphi_{k40g10} = \varphi_{k10}$$

- b. Das Verhältnis der LA zu GA wird paritätisch abgeschätzt

$$\varphi_{k40g10} = \varphi_{k10} = 50 \%$$

- c. Das Verhältnis der LA zu GA in der Mittel- und Feinfraktion wird mit 35 % angenommen

$$\varphi_{k40g10} = \varphi_{k10} = 35 \%$$

6.4.4 Jahreszeitliche Verteilung

Neben der Fragestellung, ob sich die Lebensmittelabfallmengen in Abhängigkeit der Bebauungsstrukturen unterscheiden, wurde die jahreszeitliche Verteilung untersucht. Da für die untersuchten MFH und RH die Juni Sortierung verworfen werden musste, werden diese getrennt von den EFH dargestellt. Die in Abbildung 30 dargestellten Mengen der EFHoB zeigen im Jahresverlauf nur geringe Mengenänderungen. Einzig die Menge im September liegt mit 1,35 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ über den anderen Werten (1,03 – 1,08 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹). Bei den EFHmB liegen jeweils die Werte von März und September (1,15 und

1,21 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹) und von Juni und Dezember (1,69 und 1,58 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹) in einem ähnlichen Bereich. Die jahreszeitliche Verteilung der MFH und RH ist zum Teil gegenläufig (Abbildung 31). Eine Tendenz aus der sich ein jahreszeitlicher Verlauf bestimmen ließe, lässt sich nicht erkennen.

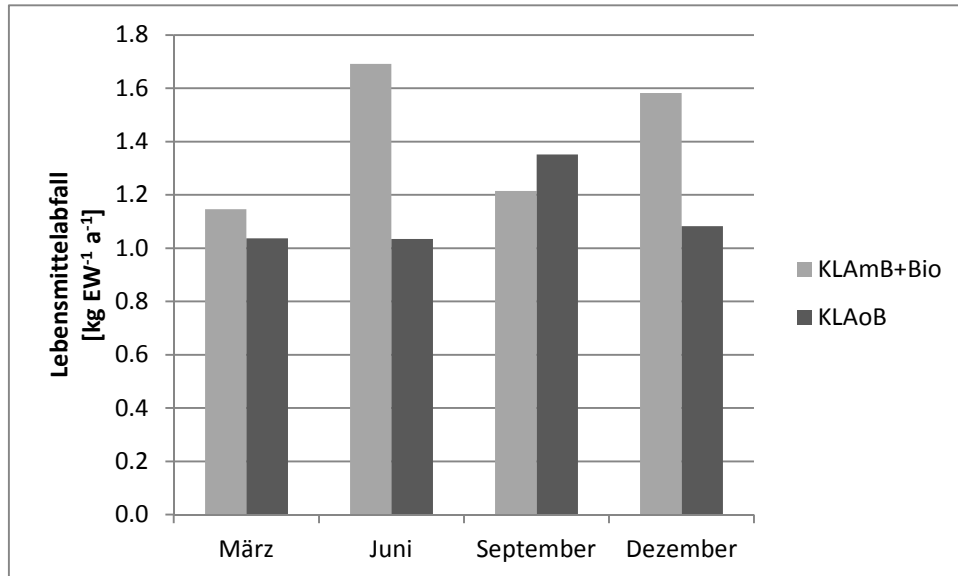


Abbildung 30: Jahreszeitliche Verteilung der Lebensmittelabfälle der EFH und DH ohne Biotonne (oB) und mit Biotonne inklusive Mengen in der Biotonne (mB+Bio)

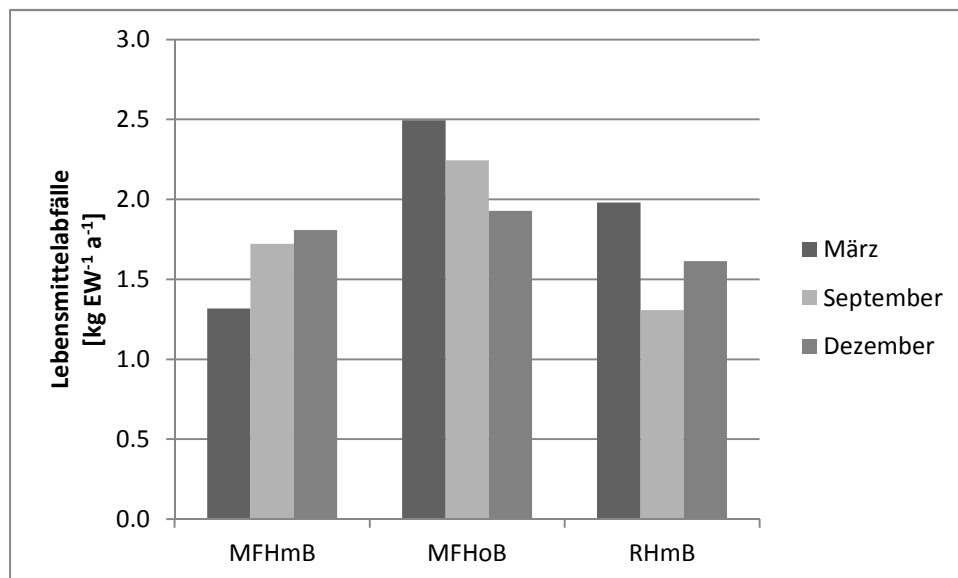


Abbildung 31: Jahreszeitliche Verteilung der Lebensmittelabfälle der MFH und RH

6.4.5 Aufteilung in Speisereste, Zubereitungsreste, originale und verpackte Lebensmittelabfälle

Für die Konzeption und Auslegung neuartiger Sammelsysteme für Lebensmittelabfälle kann die Zusammensetzung der Lebensmittel von bedeutendem Einfluss sein. Neben dem klassischen Entsorgungsweg „Biotonne“ besteht die Möglichkeit, mit sogenannten Küchenabfall-

zerkleinerern (KAZ) Zubereitungs- und Speisereste über in die Küchenspüle eingebaute Mahlwerke durch Rohrleitungen als Flüssigphase zu erfassen und in dezentralen Systemen einer stofflichen und energetischen Verwertung zuzuführen. (vgl. Kegebein 2006; Röper 2012, Wendland 2008) Ebenso sind verpackte Lebensmittel nicht ohne Aufbereitung einer biologischen Verwertung zuführbar. Es ist daher sinnvoll, die Lebensmittelabfälle in weitere Fraktionen zu unterteilen.

Für die Mengenabschätzung in einem KAZ kommen z.B. nur die Lebensmittelabfälle in Betracht, die von Form und Größe in das Gerät passen. Die Entsorgung von ganzen Früchten oder Brotlaiben ist daher nicht möglich. Außerdem müssen die Materialien unverpackt sein, da sie sonst nicht zerkleinert werden können. Ein erhöhter Aufbereitungsaufwand ergibt sich auch in anderen Verwertungsanlagen, wie z.B. Biogasanlagen. Für die Verwendung der verpackten Lebensmittelabfälle ist ein Aufbereitungsschritt, in dem die Verpackung entfernt wird, erforderlich.

Der Anteil von Speise- und Zubereitungsresten beträgt für alle Bebauungsstrukturen etwa 60 %, wovon im Durchschnitt etwa 2/3 auf Zubereitungsreste entfallen. Der danach größte Anteil besteht aus angebrochenen verpackten Lebensmitteln mit durchschnittlich ca. 17 %, gefolgt von original verpackten Lebensmitteln (12,5 %) und unverpackten Originallebensmitteln (10,3 %). Der Anteil an verpackten Lebensmitteln beträgt im Durchschnitt 29,4 %.

Auch wenn die Möglichkeit besteht, dass die Nutzer für die Entsorgung im KAZ verpackte Lebensmittel auspacken und große Lebensmittel manuell zerkleinern können oder durch Maßnahmen zu Bewusstseinsförderung und Informationskampagnen die Abfallproduzenten zum Abtrennen der Verpackung bewegt werden können, ist für die Ermittlung eines realistisch einsammelbaren Potenzials nur von den Speiseresten und Zubereitungsresten auszugehen.

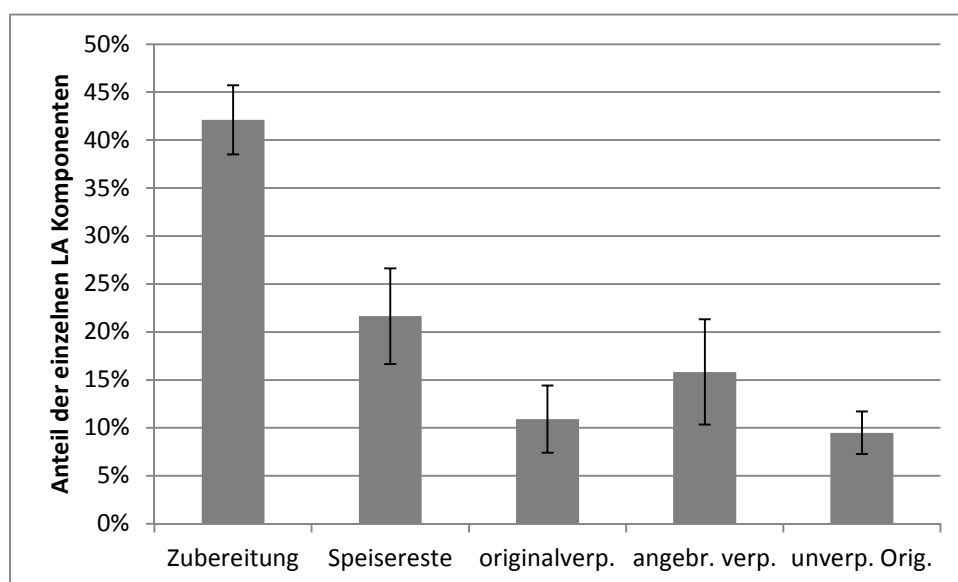


Abbildung 32: Anteile der einzelnen Fraktionen des Lebensmittelabfalls (LA) mit den Schwankungsbreiten der unterschiedlichen Bebauungsstrukturen

6.4.6 Fehleranalyse

Fehler können in systematische Fehler und zufällige Fehler unterteilt werden. Bei Abfallsortieranalysen durchläuft die Abfallprobe die Teilschritte Probenahme, Aufbereitung, Grobsortierung, Feinsortierung, weitere Probenahme und chemische / physikalische Analysen. Bei der Probenahme und Analyse der Abfälle und Abfallfraktionen entstehen zwangsläufig Fehler. Sie sind zum einen systematisch bedingt durch die manuelle und damit subjektive Art der Sortierung und Zuordnung zu den einzelnen Fraktionen, aber auch durch die Mitverwiegung der Verpackungen z.B. bei verpackten Lebensmitteln. Diese kann nach Schneider & Lebersorger (2012) durchschnittlich 8 Gew.-% ausmachen, ist jedoch im Verhältnis zu den Anhaftungen von Organik, Feinmaterial oder Feuchtigkeit an den Kunststoff- und Papierfraktionen (bis zu 55 Gew.-%, vgl. Bauer (2002) zit. nach Schneider & Lebersorger 2012) statistisch vernachlässigbar (vgl. Kapitel 5.2). Weitere systematische Fehler sind die Anhaftungen von Abfallmaterial in den Abfallbehältern, an den Siebeinrichtungen, durch Feuchtigkeitsverluste durch Verdunstung etc.

Die systematischen Fehler wurden durch sorgfältige Einweisung des Personals und Entleerungen der Gefäße sowie die Reinigung der Siebe und Waagen möglichst gering gehalten. Während die Quantifizierung des systematischen Fehlers nicht möglich ist, kann der auch als Stichprobenfehler bezeichnete zufällige Fehler, der durch die Heterogenität des beprobten Materials bedingt ist (vgl. LfUG Sachsen 1998), über die Festlegung des statistisch notwendigen Stichprobenumfangs begrenzt werden. Dieser wurde in Kapitel 5.2.2 für die durchgeführten Abfallsortierungen bestimmt.

Nach der RL Abfallanalytik werden die Fehler einer Untersuchungsprozedur durch die Varianz beschrieben, wobei sich der Gesamtfehler nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz durch Addition der Einzelvarianzen ergibt (Gleichung 6.2).

$$\sigma_{\Sigma}^2 = \sigma_{PN,z}^2 + \sigma_{PN,sys}^2 + \sigma_{PA,z}^2 + \sigma_{PA,sys}^2 + \sigma_{A,sys}^2 \quad 6.2$$

- $\sigma_{PN,z}^2$: *zufälliger Fehler bei der Probenahme*
- $\sigma_{PN,sys}^2$: *systematischer Fehler bei der Probenahme*
- $\sigma_{PA,z}^2$: *zufälliger Fehler bei der Probenaufbereitung*
- $\sigma_{PA,sys}^2$: *systematischer Fehler bei der Probenaufbereitung*
- $\sigma_{A,sys}^2$: *systematischer Fehler bei der Analyse*

Während die RL Abfallanalytik für die Gesamtmengen der Restabfall- und Bioabfallanalysen für die natürliche Streuung der Grundgesamtheit Werte aus vergleichbaren Untersuchungen in der Vergangenheit vorgibt, liegen insbesondere für die Einzelfractionen der Bioabfallsortierung, aber auch für die Lebensmittelabfallgesamtmengen keine Werte vor. Anhand der Variationskoeffizienten der Einzelfractionen (Tabelle 37) der durchgeführten Sortierungen kann die jeweilige relative maximale Zufallsabweichung ($\delta_{\theta,r}$) bestimmt werden (Tabelle 38).

Tabelle 37: Aus den Abfallanalysen berechnete Variationskoeffizienten der Lebensmittel- und Gartenabfälle im Abfall für unterschiedliche Bebauungsstrukturen mit und ohne Biotonne

Schicht	Variationskoeffizient [%]			
	Lebensmittelabfall		Gartenabfall	
	im Restabfall	im Bioabfall	im Restabfall	im Bioabfall
EFHoB	47		95	
EFHmB	42	119	112	69
RHmB	40	132	61	61
MFHoB	29		90	
MFHmB	25	115	72	92

Tabelle 38: Aus den Abfallanalysen berechnete relative maximale Zufallsabweichung der Lebensmittel- und Gartenabfälle im Abfall für unterschiedliche Bebauungsstrukturen mit und ohne Biotonne

Schicht	relative maximale Zufallsabweichung ($\delta_{0,n}$) [%]			
	Lebensmittelabfall		Gartenabfall	
	im Restabfall	im Bioabfall	im Restabfall	im Bioabfall
EFHoB	33		66	
EFHmB	33	70	104	38
RHmB	46	138	69	64
MFHoB	35		109	
MFHmB	29	120	86	95

Die unter Verwendung des Verhältnisses zwischen den Mengen der Lebensmittelabfälle und der Gartenabfälle bestimmten Lebensmittelabfallmengen weisen im Restabfall der EFHoB einen durchschnittlichen Variationskoeffizienten von 47 % auf. Bei den EFHmB liegt dieser bei 42 %. Bei den Restabfalltonnen der RH und MFH liegen die Variationskoeffizienten zwischen 24 und 40 %. Es zeigt sich, dass für die Gartenabfallgesamtmengen in der Biotonne sowie die Lebensmittelabfallgesamtmengen im Restabfall bereits die im Rahmen von Abfallsortierungen mindestens anzustrebende maximale relative Zufallsabweichung von 20 – 25 % (vgl. LfUG Sachsen 1998) in Bezug auf den gesamten Bezirk Bergedorf nicht erreicht werden kann. Für die Bestimmung der Parameter für die Potenzialanalyse werden weitere bereits durchgeführte Abfallsortierungen, welche nach der RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998) durchgeführt wurden, verwendet. Diese beinhalten jedoch keine explizite Fehlerrechnung. Anhand der sortierten Gesamtvolumen und -mengen und der jeweiligen Schichtungen der betrachteten Hausmüllanalysen der Stadtreinigung Hamburg (JOMA & Witzenhausen-Institut 2008) und der Stadt Wiesbaden (SHC 2009) kann auf die angestrebte Genauigkeit geschlossen werden. Bei der Hamburger Abfallsortierung wurden je Bebauungsstruktur 12 – 20 Stichprobeneinheiten je 1 m³ sortiert, woraus sich nach LfUG Sachsen (1998) eine relative maxi-

male Zufallsabweichung von etwa 15 % für einen Variationskoeffizienten von 30 % (natürlicher Variationskoeffizient für Restabfall nach LfUG Sachsen (1998)) ergibt. Für größere Variationskoeffizienten (35 – 45 %) welche für die Lebensmittelabfallanteile relevant sind, liegt der Fehler bei etwa 20 %. Für Wiesbaden wurden je Bebauungsstruktur ca. 9 Stichprobeneinheiten je 1 m³ sortiert, woraus sich für Restabfall eine relative maximale Zufallsabweichung von ca. 20 % und für Lebensmittelabfall von etwa 30 % ergibt. Bei der Verwendung von Abfallanalysen zur Bestimmung der Lebensmittelabfallanteile muss aufgrund der größeren Variationskoeffizienten gegenüber Restabfall mit größeren Zufallsabweichungen gerechnet werden. In den vorliegenden Sortieranaysen liegen diese zwischen 20 und 30 %. Die Zufallsabweichung von 33 % für Lebensmittelabfall der EFH ist somit noch zu tolerieren. Für die Reihenhäuser ist die Zufallsabweichung mit 46 % relativ groß, wohingegen sie aufgrund der geringen Variationskoeffizienten für die Mehrfamilienhäuser mit unter 30 % relativ gering ist.

Die Lebensmittelabfallmengen in der Biotonne ebenso wie die Gartenabfallmengen im Restabfall sind gering und schwanken dementsprechend stark, was sich in relativ hohen Variationskoeffizienten äußert.

In den Bioabfalltonnen der EFH wurden vergleichsweise große Lebensmittelabfallmengen gefunden. Gleichzeitig ist die relative maximale Zufallsabweichung mit 70 % bereits sehr hoch, sodass diese keine gesicherten Rückschlüsse auf die Lebensmittelabfallmengen der EFH zulassen. Werden die Lebensmittelabfallmengen in den Biotonnen der EFH zusammen mit den zugehörigen Restabfalltonnen betrachtet, verringert sich der Variationskoeffizient auf 36 % womit eine relative maximale Zufallsabweichung von 28 % erreicht wird.

Insgesamt muss für die Bestimmung der Lebensmittelabfallmengen aus den Abfallsortieranaysen mit einer relativen maximalen Zufallsabweichung von ca. 30 % gerechnet werden. Die Werte der eigenen Sortierungen der Reihenhäuser werden aufgrund der großen Abweichungen nicht in die weiteren Betrachtungen einbezogen.

Die Variationskoeffizienten wurden für die Biotonnen als Mittelwert der einzelnen jahreszeitlichen Sortierkampagnen bestimmt, da die Gartenabfallmengen saisonal stark schwanken. Trotzdem ist die erreichte relative maximale Zufallsabweichung mit 38 – 95 % bereits sehr hoch. Für einzelne Fraktionen wie z.B. Rasenschnitt und Laub wurden Variationskoeffizienten von ca. 200 % bestimmt. Die Art und Menge der Gartenabfälle ist vor allem von der Gartenstruktur und -größe abhängig, wodurch die großen Abweichungen herrühren. Die Haushalts- oder Einwohnerbezogene Bestimmung der Gartenabfallpotenziale anhand der Bioabfallsortierungen ist mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand nicht durchführbar und daher nicht sinnvoll. Die aus den Abfallanalysen bestimmte Zusammensetzung der Gartenabfälle kann als eine grobe Orientierung betrachtet werden.

Die Ermittlung der flächenspezifischen Gartenabfälle erfolgt durch eine gesonderte Auswertung unter Zuhilfenahme der Gartenstrukturen (Kapitel 6.6.4). Die Fehleranalyse in Kapitel 6.6.7 zeigt, dass damit deutlich geringere Zufallsabweichungen erreicht werden können.

6.5 LEBENSMITTELABFÄLLE AUS PRIVATEN HAUSHALTEN

Für die Menge des Küchenabfallpotenzials von Privathaushalten wird in der Literatur eine Spanne von 30 – 100 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ angegeben (Tabelle 39). Diese basieren vor allem auf Hausmüllanalysen. Teilweise werden die Werte ohne Quelle als Abschätzung bezeichnet. Es werden keine Angaben über den tatsächlichen Weg der Ermittlung gemacht. Aus den Erfahrungen der Analyse der vorliegenden Abfallsortieranaysen, in denen eine Unterscheidung von Küchenabfällen und Gartenabfällen nur in der Grobfraktion vorgenommen wurde, kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass Mittel- und Feinfraktionen hierbei nicht berücksichtigt wurden. Zudem werden eigenkompostierte Mengen wahrscheinlich nicht berücksichtigt und die Ergebnisse liegen über 15 bis knapp 30 Jahre zurück.

Eine neuere Studie zur Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen Kranert et al. (2012) ermittelt aus 17 Studien über die Abschätzung der Küchenabfallanteile im Rest- und Bioabfall für Deutschland durchschnittliche Lebensmittelabfallmengen im Hausmüll von 61,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹. Unter Einbeziehung der privat kompostierten und der über den Abwasserpfad, in dem z.T. Getränke enthalten sind, entsorgten Mengen wurden von ebd. 71 – 88,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ bestimmt.

Tabelle 39: Küchenabfallpotenzial verschiedener Literaturquellen

	Menge [kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹]	Datenherkunft / Bemerkung
Fricke et al. (1994)	30 – 90	Hausmüllanalysen
Ketelsen & Doedens (1992)	37 – 100	Hausmüllsortierungen 1985 -1990
Scheffold (1998)	50	kompostierbar
Wiemer & Sprick (1996)	50 – 80	Abschätzung
Peters & Wiegel (1985 zit. in Gallenkemper & Doedens 1988)	42 – 73	k.A.
Gallenkemper & Doedens (1994)	50 – 80	k.A.
Kern & Sprick (1998)	60 – 90	Abschätzung, inkl. Schnittblumen und Topfpflanzen
Kranert et al. (2012)	61,8	Hochrechnung aus prozentualen Anteilen im Rest- und Bioabfall aus 17 Studien
Kranert et al. (2012)	71,0 – 92,2	Hochrechnung aus prozentualen Anteilen im Rest- und Bioabfall aus 17 Studien inkl. Eigenkompostierung und Abwasser
Cofresco (2011)	80	7-Tage Online-Tagebücher (n = 200)
EU-Comission (2010)	93,3	Statistikdaten (kann auch Bioabfall enthalten)
Vaak & Gäth 2012	43	Untersuchung in 30 Haushalten

Während Cofresco (2011) in einer deutschlandweiten Studie in Haushalten anhand von 7-Tage Online-Tagebüchern mit Tages-Protokollen über das Wegwerfen von Lebensmitteln mit $80 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu ähnlichen Mengen kommt, bestimmten Vaak & Gäth (2012) durch Verwiegungen in 30 Haushalten eine Menge von $43 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die große Spanne in den angeführten Literaturquellen zeigt, dass die Lebensmittelabfallmengen regional sehr unterschiedlich ausfallen können und die über die Eigenkompostierung entsorgten Mengen oftmals nicht berücksichtigt wurden. Für die Potenzialermittlung in einer bestimmten Region sollen daher regionale Daten für die Bestimmung der Lebensmittelpotenziale verwendet werden.

Ein Großteil der Lebensmittelabfälle aus Privathaushalten wird über die öffentliche Müllabfuhr entsorgt. Es soll daher untersucht werden, inwieweit Abfallsortieranaysen zur Bestimmung der in Privathaushalten anfallenden Lebensmittelabfallmengen genutzt werden können. Durch die Kombination der in den Abfallsortierungen identifizierten Mengen mit Werten aus anderen Studien zur Eigenkompostierung und Lebensmittelabfallentsorgung sowie Befragungen und Fragebögen wird ermittelt, ob und welche Daten der Abfallsortieranaysen zur Abschätzung der Lebensmittelabfallpotenziale geeignet sind. Zudem sollen die zusätzlich zu denen über den Hausmüll entsorgten Lebensmittelabfallmengen quantifiziert werden.

Hierfür werden Abfallanalysen der Stadtreinigung Hamburg von 1995, 1999 und 2008, eine Studie zur Hamburger Wertstofftonne (ATUS & INFA 2009), eine Studie zur Optimierung der Abfallwirtschaft in Hamburg (Dehoust et al. 2008) und ältere Erhebungen von Krogmann (1994) und Wiegel (1992 zit. nach Dehoust et al. 2008) sowie eigene Abfallsortierungen in den Jahren 2009 und 2010 ausgewertet.

Bei Untersuchungen im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung des Versuches "Hamburger Wertstofftonne" (ATUS & INFA 2009) wurden von Dezember 2005 bis Juni 2008 die Menge und Zusammensetzung des Restabfalls und des Inhalts der gelben Tonnen (Duales System / Grüner Punkt) zu unterschiedlichen Jahreszeiten sowie in Abhängigkeit der Bebauungsstrukturen untersucht. Die im Jahresdurchschnitt anfallende, einwohnerbezogene Küchenabfallmenge für ganz Hamburg beläuft sich demnach auf knapp 61 kg . Zusätzlich wurden von (ATUS & INFA 2009a) aus den Sortierungen der LVP Fraktion in der gelben Tonne für gesamt Hamburg im Durchschnitt $1,4 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Lebensmittelabfälle hochgerechnet. In einer Studie zur Optimierung der Abfallwirtschaft in Hamburg vom Dehoust et al. (2008) wurde auf Basis einer Restabfallanalyse in Hamburg von 2005 (ATUS 2007a zit. in Dehoust et al. 2008) eine Küchenabfallmenge im Restmüll von $82,0 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $6,6 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Bioabfall bestimmt. In derselben Studie wird aus einer Erhebung von Wiegel (1992 zit. nach Dehoust et al. 2008) in Berlin das Potenzial an organischen Küchenabfällen pro Einwohner auf $1,34 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$, bzw. 70 kg pro Jahr beziffert. In weiteren Hamburger Abfallanalysen (ITU 1995; JOMA & Witzenhausen-Institut 2008; Witzenhausen-Institut & JOMA 1999) konnten $0,71$, $0,69$ und $0,76 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ Küchenorganik also zwischen 36 und $39 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Hamburger Restmüll identifiziert werden. Wobei dies nur den Anteil in der Fraktion größer als 40 mm beinhaltet. Die Gesamtorganik im Restmüll pro Einwohner und Woche wird darin jedoch zwischen $1,78$ und $2,01 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ angegeben. Der darin identifizierte Gartenorganikanteil beträgt dabei

0,39 – 0,43 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹, womit 0,7 bis 0,87 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹, also bis zu 45 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ nicht identifizierte Organik in der Fraktion kleiner 40 mm vorzufinden sind, welche sowohl aus Garten- als auch aus Küchenabfall bestehen könnten. Eine Restabfallanalyse für die AWSH Abfallwirtschaft Südholstein (Witzenhausen-Institut 2010) im Frühling und im Spätsommer 2010 ergab für die Einwohner ohne Biotonne eine Lebensmittelabfallmenge in der Grobfraction von 0,74 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹. Wie bei den anderen Analysen kommen zu diesen 38,9 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ noch weitere 39,7 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ nicht unterteilte Organik < 40 mm hinzu.

Ebenso wie in der Studie von ATUS & INFA (2009) stellen diese Werte nur die über den Restabfall eingesammelte Organik dar. Die Studien beinhalten auch Haushalte, welche zusätzlich über eine Biotonne verfügen. Die zusätzlich über die Biotonne eingesammelten Küchenabfälle werden darin nicht berücksichtigt. Die berechneten Mengen stellen somit nur einen Teil der Lebensmittelabfälle dar.

Krogmann (1994) ermittelte die Rest- und Bioabfallzusammensetzungen für verschiedene Siedlungsstrukturen in Hamburg-Harburg in einem Pilotversuch vor Einführung der Getrennsammlung. Dabei wurde ein Aufkommen von Küchenabfällen im Bioabfall zwischen 0,72 (MFH) und 1,26 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ (EFH) bestimmt. Zusätzlich dazu wurde noch 0,69 bis 1,16 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ nicht näher bestimmte Organik im Restmüll ermittelt, womit sich 1,55 bis 2,42 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ in den Restabfall- und Biotonnen zusammen ergeben. Im Restmüll bei Haushalten ohne Biotonne wurden 1,86 bis 2,57 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ Organik gefunden. Damit ergeben sich insgesamt ähnliche Gesamtorganikmengen wie in den Hamburger Abfallanalysen. Gleichzeitig verbleibt die Fragestellung, ob die nicht weiter zugeordnete Organik eher dem Garten- oder dem Küchenbereich zuzuordnen ist. Da Krogmann (1994) in der Restabfallsortierung auch in der Grobsortierung (> 40 mm) nur Organik betrachtet und diese nicht in Garten- und Küchenabfälle trennt, liefern diese Ergebnisse keinen Anhaltspunkt zur Abschätzung der Gesamtküchenabfallmengen und können daher nicht zur Berechnung des Küchenabfallanteils am Gesamtabfall verwendet werden.

Alle berücksichtigten Untersuchungen geben die Werte für den Restabfall an. Hierbei wird jedoch ein eventueller Biotonnenanschluss nicht berücksichtigt. Detaillierte Untersuchungen, aus welchen die über die Biotonne entsorgten Lebensmittelabfallmengen ermittelt werden können, liegen nicht vor.

Aufgrund der Ergebnisse vorhergehender Untersuchungen, in denen bei der Gesamtorganik große Unterschiede in Abhängigkeit der Bebauungsstrukturen gefunden wurden, soll der Einfluss der Bebauungsstrukturen betrachtet werden. Zusätzlich dazu liegen in der Literatur keine Angaben über jahreszeitliche Schwankungen vor, sodass auch dies in die Untersuchungen einfließt.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die in den Abfallsortierungen ermittelten Küchenabfallmengen weitestgehend nur in der Grobfraction > 40 mm bestimmt wurden und die Fraktionen < 40 mm nicht weiter differenziert werden. Eine genaue Auswertung in Bezug auf die Lebensmittelabfallmenge ist daher nur durch eine geeignete Abschätzung möglich. Um Aussagen über die Zusammensetzung der organischen Mittelfraktion treffen zu können, wird diese in eigenen Sortierungen detaillierter auf den Anteil von Küchenabfällen untersucht.

Außerdem beinhalten die Gesamtergebnisse der ausgewerteten Studien und Sortierungen sowohl Haushalte mit als auch ohne Biotonne. Für die Biotonnen wurde in den ausgewerteten Abfallsortieranalysen keine Zusammensetzung bestimmt, sodass die über die Biotonnen entsorgten Lebensmittelabfälle keine Berücksichtigung finden. Die darin ermittelte Zusammensetzung des Restabfalls spiegelt daher nur einen Teil der über die öffentliche Müllabfuhr entsorgten Lebensmittelabfälle wider. Für Deutschland ist die Datenlage bezüglich der expliziten Ermittlung von Lebensmittelabfallmengen und -zusammensetzung im Hausmüll sehr dünn. Insbesondere existieren keine detaillierten Sortierungen des Bioabfalls (Kranert et al. 2012a), sodass eine eigene Abschätzung über die Abfallsortieranalysen notwendig ist.

Die Entsorgung von Lebensmittelabfällen erfolgt neben der Entsorgung über Abfalltonnen auch durch Eigenkompostierung, Abwasser und Verfütterung. Da diese Entsorgungswege nicht selbst im Detail untersucht werden können, wird auf Literaturquellen zurückgegriffen.

Die Menge der über das Abwasser entsorgten Lebensmittelabfälle wurde von Kegebein (2006) anhand von drei Studien aus England und den USA auf etwa $4 \text{ g TS EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$ abgeschätzt (Tabelle 40), was bei einem angenommenen TS-Gehalt von 40 % einer Menge von $3,6 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht.

Tabelle 40: TS-Frachten, die über die Küchenspüle in das Abwasser gelangen, nach Kegebein (2006)

Quelle	CSB [g EW ⁻¹ d ⁻¹]	TS ¹ [g EW ⁻¹ d ⁻¹]	CSB anteilig ² [%]	TS anteilig ³ [%]
Benett & Linstedt, USA 1975	16,2	2,1	20,8	4,1
Sigrist & Boyle, USA, 1976	k.A.	4,1		8,2
Almeida et al., England, 1999	25,9	5,7	33,3	11,4
Mittelwerte	21,0	4,0	27,1	7,9

1) Parameter der Quellliteratur: SS (Suspendierte Feststoffe)

2) Bezogen auf eine Tagesküchenabfallmenge von $77,8 \text{ g CSB EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$

3) Bezogen auf eine Tagesküchenabfallmenge von $50,1 \text{ g TS EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$

Kranert et al. (2012) errechnet auf Basis verschiedener Studien aus Deutschland, Österreich, den Niederlanden und Großbritannien eine über die Kanalisation entsorgte Menge von 3,6 bis $19,2 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei dem geringsten Wert nur eine geringe Anzahl von Stichproben (16 Haushalte) zu Grunde liegt. Dieser enthält, anders als in den anderen betrachteten Studien, außer Milch jedoch keine Getränke. Der höchste Wert stammt aus einer Studie in Großbritannien (WRAP 2009 zit. in Kranert et al. 2012), wo nach Kranert et al. (2012) etwa 5 % aller Haushalte einen Küchenabfallzerkleinerer nutzen und der Eigenkompostierung eine geringere Bedeutung beigemessen wird. Vaak & Gäth (2012) ermitteln eine Lebensmittelabfallmenge von $8,8 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die über den Abwasserpfad entsorgt wird, wobei keine Angaben über den Anteil von Getränken gemacht werden.

Aufgrund des geringen Feststoffgehalts von Flüssigkeiten, stellt sich die Frage, ob diese besser separat ggf. anhand des CSB oder des TS betrachtet werden sollten. Für die Ermittlung der festen Lebensmittelabfälle erscheint daher die Abschätzung über den TS (Kegebein 2006) und

nach Barabosz (2011 zit. in Kranert et al. 2012) am plausibelsten, womit sich eine Lebensmittelabfallmenge im Abwasserpfad von etwa 3,6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ ergibt, wobei festzuhalten ist, dass in den USA und in Großbritannien Küchenabfallzerkleinerer in deutlich größerem Maße Anwendung finden als in Deutschland. Alternativ kann auf die Werte von Kranert et al. (2012) (3,6 – 19,2 kg FM EW⁻¹ a⁻¹) zurückgegriffen werden, sofern Flüssigkeiten einbezogen werden sollen.

Kranert et al. (2012) ermittelt basierend auf den ausgewerteten Studien zusätzlich eine Menge zwischen 0 und 18,4 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ Lebensmittelabfall, welche von den Haushalten auf dem eigenen Kompost entsorgt wird. Die von Vaak & Gäth (2012) untersuchten Haushalte entsorgten im Durchschnitt 10,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ Lebensmittelabfall durch Eigenkompostierung. Andere Studien (Forschung und Beratung für Wohnen, Immobilien und Umwelt GmbH 1993, Öko-Institut 2008) geben an, dass ein Großteil der Haushalte Eigenkompostierung von Lebensmittelabfällen betreibt. Die ermittelten Mengen sind jedoch grobe Schätzungen und enthalten eine unbekannte Menge Gartenabfall.

Tabelle 41: Lebensmittelabfälle aus Privathaushalten nach Entsorgungsweg

Quelle	Lebensmittelabfall		
	Hausmüll	Abwasser	Eigenkompostierung
	kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹		
ATUS & INFA (2009)	62,4		
ATUS (2007a, zit. nach Dehoust et al. 2008)	88,6		
Wiegel (1992 zit. nach Dehoust et al. 2008)	70		
ITU (1995)	36,9 ¹		
Witzenhausen-Institut & JOMA (1999)	39,5 ¹		
JOMA & Witzenhausen-Institut (2008)	35,9 ¹		
Witzenhausen-Institut (2010b)	38,9 ¹		
Krogmann (1994)	37,4 – 65,5 ¹		
Kranert et al. (2012)	61,8	3,6 – 19,2	0 – 18,4
Vaak & Gäth (2012)	41,2	8,8	10,8
Kegebein (2006)		1,9 – 5,2	

¹Küchenabfall nur in der Grobfraction separat ausgewiesen, zusätzlich unbezifferter Küchenabfall in der Organik der Mittel- und Feinfraction

Die untersuchten Studien zeigen außerdem, dass eine Lebensmittelabfallmenge von bis zu 7,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ als Tierfutter verwertet wird. Diese Mengen stehen damit einer alternativen Verwertung nicht zur Verfügung. Zudem ist nicht eindeutig, ob die Lebensmittel zum

Zweck der Verfütterung gekauft wurden. Sie werden daher in der Parameterentwicklung nicht weiter betrachtet. Insgesamt ergeben sich damit die in Tabelle 41 dargestellten Lebensmittelabfallmengen.

6.5.1 Auswertung bestehender Abfallsortierungen

Mit den Untersuchungen der Lebensmittelabfallanteile aus Kapitel 6.4.3 lassen sich aus den Abfallsortierungen die jeweiligen Mengen der Lebensmittelabfälle in der Mittel- und Feinfraktion bestimmen. Zunächst werden die Gesamtmengen der jeweiligen Sortierungen herangezogen und mit den unterschiedlichen Szenarien untersucht. Dies beinhaltet sowohl unterschiedliche Bebauungsstrukturen als auch Haushalte mit Biotonne und ohne Biotonne. Haushalte mit Biotonne entsorgen zum Teil ihre Lebensmittelabfälle über diesen Weg. Die wenigsten Sortierungen unterscheiden holzige und krautige Gartenorganik in der Mittelfraktion, sodass eine Unterteilung in diesem Fall nicht möglich ist.

Für die Stadtteile Langenhorn, Wilstorf und Kirchdorf-Süd wurden in den Jahren 2005 bis 2008 von ATUS & INFA (2009) Abfallsortierungen durchgeführt. In diesen Sortierungen wurden die Küchenabfälle über alle Fraktionen angegeben und auf das gesamte Hamburger Stadtgebiet hochgerechnet, wobei nicht dargestellt wird, wie diese im Detail ermittelt wurden. In Abbildung 33 sind die Jahresdurchschnittswerte aus diesen Sortierungen den aus den Abfallsortierungen für Hamburg von 1995 bis 2011 jeweils mit den unterschiedlichen Berechnungsmethoden der Lebensmittelabfälle in der Mittel- und Feinfraktion aus Kapitel 6.4.3 berechneten Werten gegenüber gestellt.

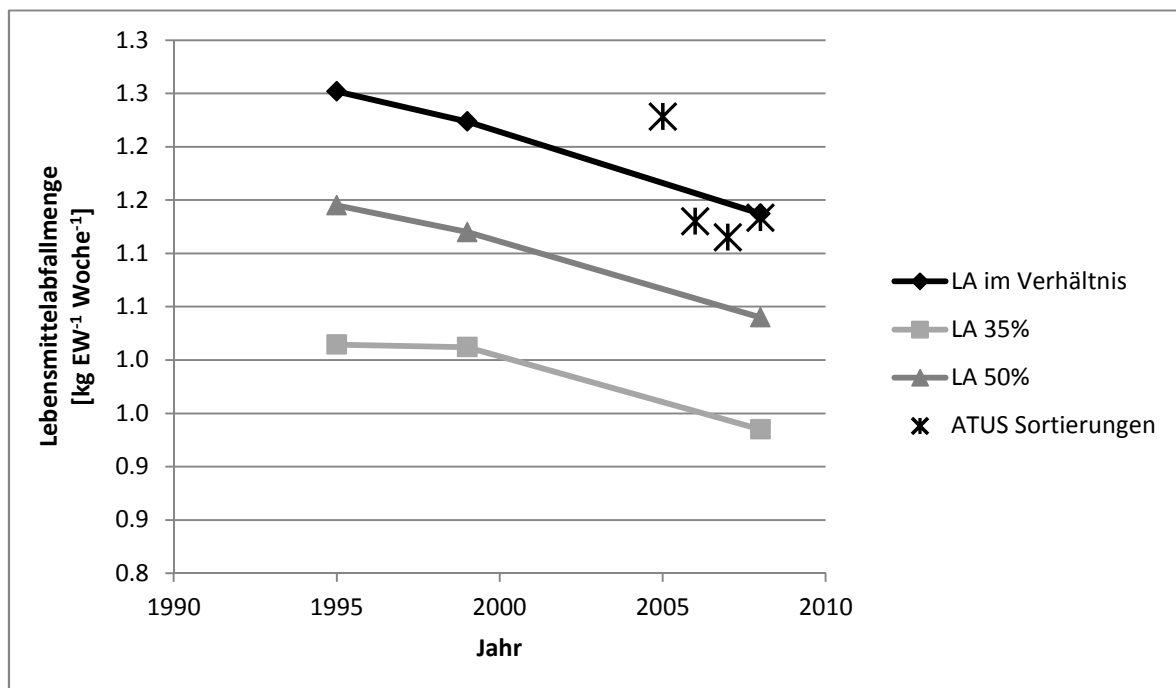


Abbildung 33: Berechnete Lebensmittelabfallmengen (LA) aus Abfallsortierungen der SRH (1995, 1999 und 2008) anhand des Küchenabfallanteils in der Grobfraktion und festen prozentualen Werten im Vergleich mit Lebensmittelabfallmengen aus den Sortierungen von ATUS/INFA (2005 bis 2008)

Es lässt sich eine nahezu lineare Abnahme der Küchenabfallmenge je Einwohner von 1999 bis 2008 erkennen. Die Berechnungen mit 35 % Lebensmittelabfällen in der Mittel- und Feinfraktion ergeben mit 0,94 bis 1,01 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ die geringsten Werte. Am höchsten sind die Werte bei der Berechnung der Mittel- und Feinfraktionsanteile über den Anteil der Lebensmittelabfälle gegenüber der Organik in der Grobfraktion, welche zwischen 1,13 und 1,25 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ liegen. Die Berechnung mit 50 % Lebensmittelabfällen in der Mittel- und Feinfraktion liegt mit 1,04 bis 1,15 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ dazwischen.

Hierbei zeigt sich, dass diese dem Bereich der Berechnungen mit relativen Küchenabfallmengen am nahestehen sind.

Aufgrund der in Kapitel 6.4.3 ermittelten Korrelation und dem vorangegangenen Vergleich der Berechnungsverfahren wird die Annahme, dass sich der Anteil der Küchenabfälle an der Organikfraktion der Grobfraktion auf die Fein- und Mittelfraktion übertragen lässt als am wahrscheinlichsten angenommen.

Kern & Raussen (2009) ermittelten auf Basis von Hausmüllanalysen ein 70 % höheres Bioabfallpotenzial im Restmüll in Gebieten ohne Biotonnenanschluss gegenüber Gebieten mit Biotonnenanschluss. Unterschiede weist auch der Vergleich zwischen städtischen und ländlichen Gebieten auf. Das Bioabfallpotenzial im Restabfall in den ländlichen Gebieten ist um 30 % geringer als in städtischen Gebieten, was auf stärkere Eigenkompostierung hindeutet. Auch die Auswertung der Abfallsortierungen der SRH, der AWSH bezüglich der Küchenabfälle zeigen, dass die Lebensmittelabfälle im Restabfall bei Haushalten, welche an die Biotonnen-sammlung angeschlossen sind, deutlich geringer sind als bei Haushalten ohne Biotonne (Abbildung 34).

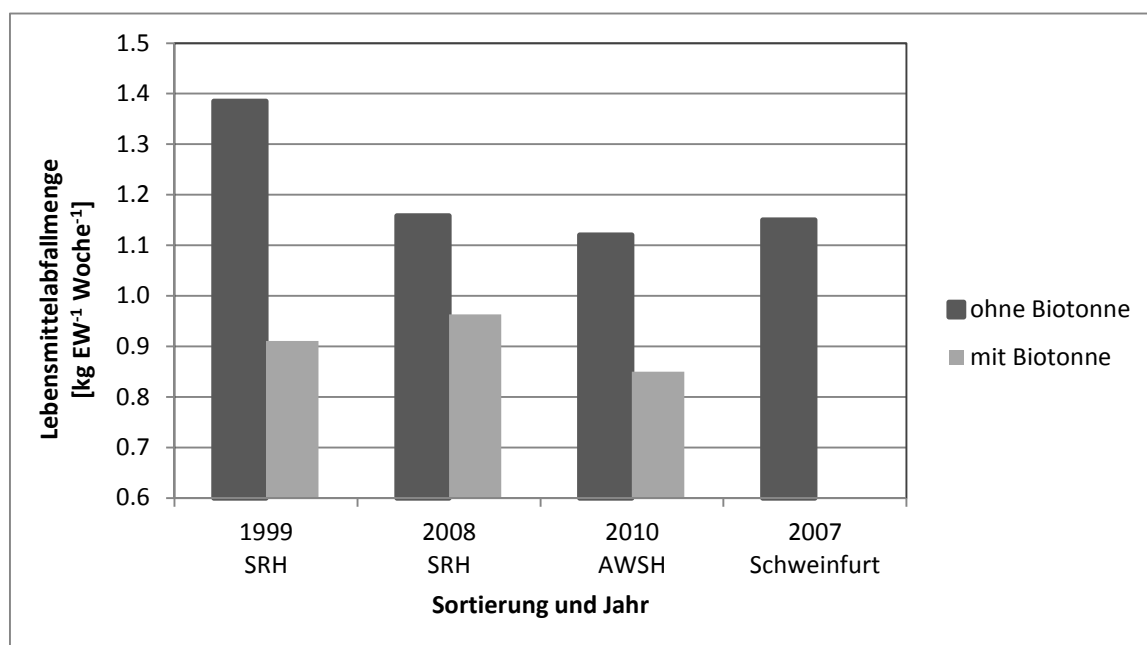


Abbildung 34: Lebensmittelabfallmenge im Restabfall je EW und Woche in verschiedenen Sortierungen mit und ohne Biotonne im Vergleich

Es wird angenommen, dass die Mengenunterschiede vor allem von der Entsorgung der Küchenabfälle über die in den Sortierungen nicht untersuchten Biotonnen herrühren.

Zur Ermittlung der Küchenabfallpotenziale sind daher nur die Mengen der Haushalte ohne Biotonne heranzuziehen oder die zugehörigen Biotonnen mit zu untersuchen.

Da es von 1995 bis 2008 zu einer Abnahme der Organikmenge je Einwohner gekommen ist, sollen für die Ermittlung der Lebensmittelabfallparameter die aktuellen Sortierungen verwendet werden. Außerdem zeigen sich wie bei Kern & Raussen (2009) dass in den städtischen Gebieten mit Mehrfamilienhäusern und Großwohnanlagen mehr Küchenabfälle über den Restabfall eingesammelt werden, als von Ein- und Zweifamilienhäusern sowie Reihenhäusern (1 – 4), welche in ländlichen Gebieten überwiegen (Abbildung 35).

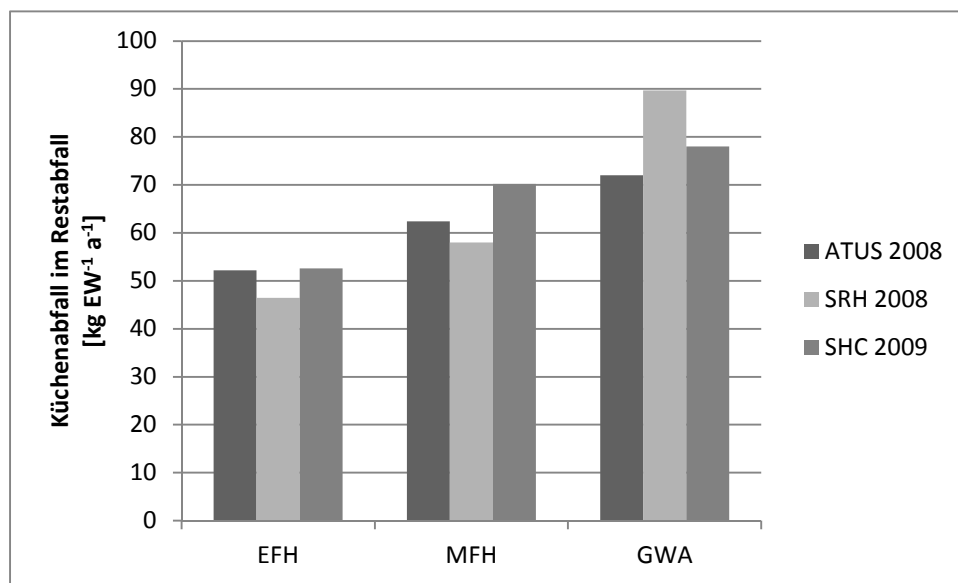


Abbildung 35: Berechnete Lebensmittelabfallmengen aus den Abfallsortierungen ATUS/INFA (2008), SRH (2008) und SHC (2009) (Wiesbaden) für Ein- und Zweifamilien- und Reihenhäuser (1 – 4), Mehrfamilienhäuser (MFH) und Großwohnanlagen (GWA)

Aufgrund dieser Ergebnisse ergibt sich die Fragestellung, ob sich die Unterschiede bei den über den Restabfall entsorgten Mengen auch auf die tatsächlichen in den Haushalten produzierten Lebensmittelabfallmengen übertragen lassen.

Wie schon im Vergleich der Gesamtmengen in Abbildung 20 dargestellt, sind die Restabfallmengen der selbst untersuchten EFHmB deutlich größer als im Hamburger Durchschnitt, sodass eine geringere Nutzung der Biotonne vermutet wird. Dies spiegelt sich auch in den eigenen und den Sortierungen der SRH berechneten durchschnittlichen Lebensmittelabfallmengen wider. Die Lebensmittelabfallmengen der EFHmB in den eigenen Sortierungen sind mit $1,16 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ rund 36 % bzw. $0,31 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ größer und liegen im gleichen Bereich wie die Mengen der EFHoB ($1,13 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$).

Obwohl sich die Gesamtrestabfallmengen der Mehrfamilienhäuser jeweils ähneln, ist bei den eigenen Sortierungen eine signifikant höhere Küchenabfallmenge festzustellen. Die Werte liegen bei den MFHmB 48 % und bei den MFHoB 68 % über den Werten der SRH sowie der Sortierungen von ATUS und SHC (Wiesbaden). Selbst die Werte der GWA, welche in allen

anderen Sortierungen am meisten Lebensmittelabfälle produzieren, werden in den eigenen Sortierungen von den MFH übertroffen. Es ergeben sich für verschiedene Bebauungsstrukturen signifikante Unterschiede bei den im Restabfall entsorgten Lebensmittelabfallmengen (Abbildung 36).

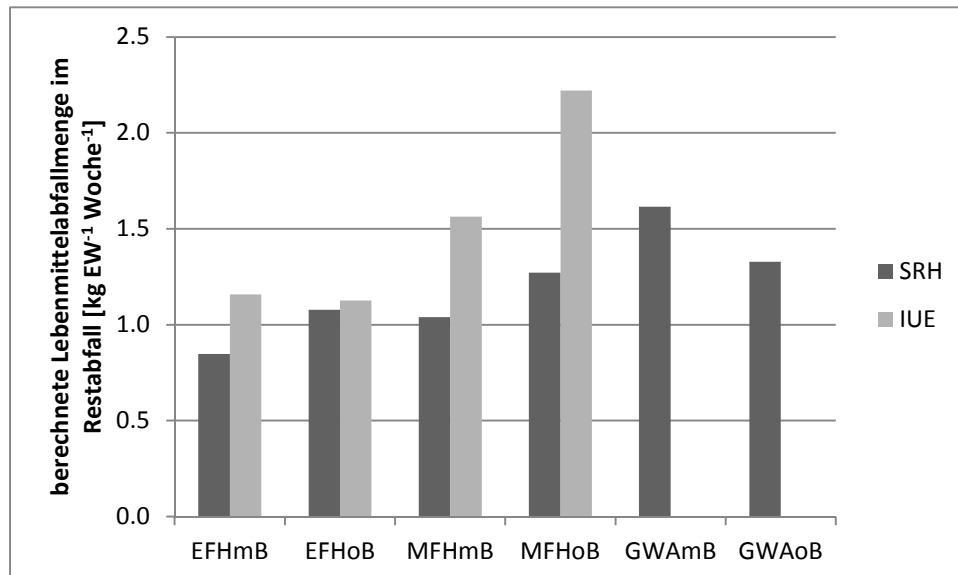


Abbildung 36: Aus den eigenen (IUE) und den Sortierungen der SRH (2008 und 2011) berechnete Lebensmittelabfallmenge im Restabfall für verschiedene Siedlungsstrukturen mit Biotonne (mB) und ohne (oB) Biotonne

In den sortierten Bioabfällen wurden insgesamt nur geringe Lebensmittelabfallmengen gefunden. Aufgrund des in Abbildung 20 dargestellten Vergleichs der Restabfallmengen kann angenommen werden, dass in den Haushalten von gesamt Hamburg mehr Abfälle über die Biotonne entsorgt werden, wodurch sich die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Haushalte mit Biotonne zum Teil erklären lassen. Zur Berechnung der gesamten über den Abfall entsorgten Lebensmittelabfälle müssen die Mengen aus den Biotonnen mit einbezogen werden.

Werden auch für die Biotonne die Mengenanteile der Lebensmittelabfälle in der Grobfraction auf die Mittel- und Feinfraktion übertragen (siehe Kapitel 6.4.3), ergeben sich die in Abbildung 37 dargestellten Gesamtlebensmittelabfallmengen im Rest- und Bioabfall.

Während sich im Bioabfall der Mehrfamilien- und Reihenhäuser weniger als 5 % der Gesamtmenge befanden, wurden bei den Ein- und Zweifamilienhäusern 17,8 % der Lebensmittelabfälle in der Biotonne entsorgt und stellen einen signifikanten Anteil dar. Damit wurden bei den EFHmB im Durchschnitt 29 % mehr Lebensmittelabfälle gefunden als bei den EFHoB (Abbildung 37).

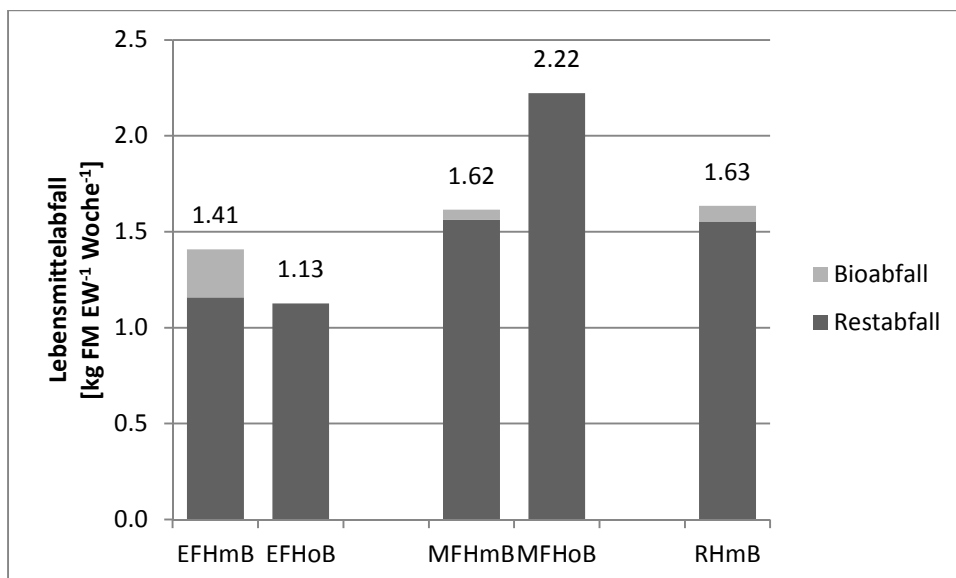


Abbildung 37: Aus den eigenen Sortierungen berechnete Gesamtlebensmittelabfallmenge aufgeteilt in Bio- und Restabfall nach Bebauungsstrukturen

Abbildung 38 zeigt die unter Zuhilfenahme der Biotonnen berechneten Lebensmittelabfallmengen aus den eigenen Analysen im Vergleich mit den anderen ausgewerteten Sortierungen der SRH (Hamburg), von ATUS (Hamburg) und SHC (Wiesbaden). Diese werden im Folgenden für die einzelnen Bebauungsstrukturen diskutiert, wobei die Anteile der Biotonnen-nutzer bei SHC und ATUS unbekannt sind.

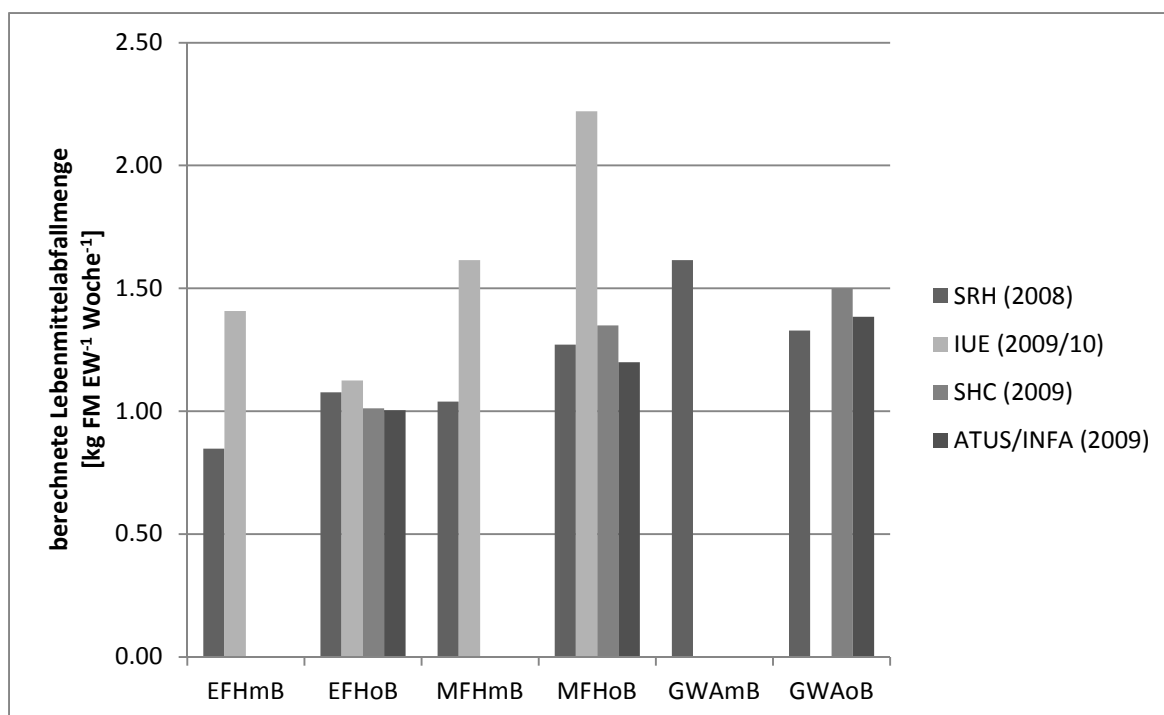


Abbildung 38: Berechnete Lebensmittelabfallmengen aus verschiedenen Abfallsortierungen (SRH (JOMA & Witzenhausen-Institut 2008), SHC (2009), ATUS & INFA (2009) und eigener Abfallanalysen (IUE 2009/10) für verschiedene Siedlungsstrukturen (unter Einbeziehung der Mengen in der Biotonne bei IUE).

6.5.2 Mengen der durch Eigenkompostierung entsorgten Lebensmittelabfälle

Parallel zu den Abfallsortieranalysen wurden in dem betrachteten Gebiet Fragebögen verteilt (vgl. Kapitel 5.5). Während bei den Mehrfamilienhäusern und Großwohnanlagen davon ausgegangen werden kann, dass dem einzelnen Haushalt keine Gartenflächen für einen Komposthaufen zur Verfügung stehen, betreiben Haushalte mit eigenem Garten oftmals Eigenkompostierung. In der bis Ende 2010 gültigen Fassung der Hamburger Bioabfallverordnung (BioAbfVO) von 1994 wurden „Einzelhäuser auf Grundstücken mit einer Grundstücksgröße von mehr als 600 m² Größe“ von der getrennten Bioabfallsammlung ausgenommen, um die Eigenkompostierung zu fördern. Von der Forschung und Beratung für Wohnen, Immobilien und Umwelt GmbH (1993) wird eine Gartengröße von 400 m² als ein Schwellenwert angegeben, ab dem vermehrt Eigenkompostierung betrieben wird.

In den in Kapitel 6.3.1 vorgestellten Ergebnissen der Befragungen der Privathaushalte im Untersuchungsgebiet der Abfallsortierungen wurden daher Fragen zur Entsorgung von Küchen- und Gartenabfällen gestellt. Wie in Abbildung 19 dargestellt, gab ein Großteil (81,5 %) der EFHoB an, Eigenkompostierung der Küchenabfälle zu betreiben, wovon mehr als zwei Drittel (54,6 % der Befragten) angaben, den gesamten Küchenabfall (100 %) auf dem eigenen Kompost zu verwerten. Es wird davon ausgegangen, dass verpackte Abfälle nicht kompostiert werden, sodass nur Zubereitungs- und Speisereste eigenkompostiert werden.

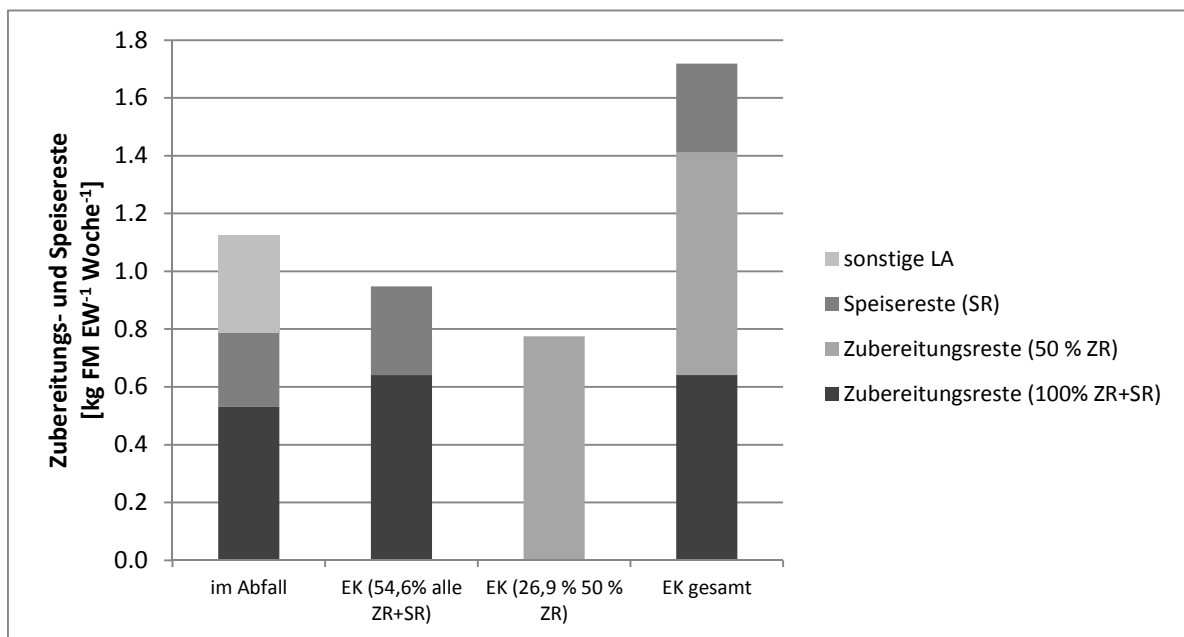


Abbildung 39: Über die Fragebögen abgeschätzte Menge von den Haushalten ohne Biotonne kompostierter Lebensmittelabfälle (LA)

Ein Vergleich mit den in der Sortierung gefundenen Werten zeigt, dass die in den Fragebögen angegebenen Werte in den Sortierungen nicht bestätigt werden konnten. Knapp 21 % der untersuchten Behälter enthielten keine Zubereitungsreste und 11 % weder Zubereitungs- noch Speisereste. Eine Iteration unter der Annahme, dass tatsächlich 54,6 % alle ihre Zubereitungs- und Speisereste und 26,9 % maximal die Hälfte ihrer Zubereitungsreste selbst kompostieren,

führt mit den Daten aus den Sortierungen (0,53 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ Zubereitungsreste und 0,26 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ Speisereste) zu dem Ergebnis, dass mindestens 0,95 bis 1,72 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ Lebensmittelabfälle kompostiert würden (Abbildung 39). Damit würde im Durchschnitt über die Hälfte der Lebensmittelabfälle selbst kompostiert und es wäre ein Potenzial von bis zu 148 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ zu erwarten. Dies erscheint aufgrund der berechneten Werte und der tatsächlichen Gehalte von Zubereitungs- und Speisereste im Abfall insbesondere im Vergleich mit den EFHmB deutlich zu hoch.

Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass bei den EFHoB tatsächlich ein großer Teil der Bewohner Eigenkompostierung der Küchenabfälle betreibt. Eine quantitative Abschätzung der Mengen ist allein über die Sortieranalysen der EFHoB nicht durchführbar, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Haushalte, bei denen sich Zubereitungs- und Speisereste im Abfall befanden, zusätzlich Küchenabfälle auf dem eigenen Kompost entsorgen. Fricke et al. (1994) gibt an, dass in Umfragen nur 4 – 7 % der befragten Eigenkompostierung betreibenden Haushalte angaben, alle Küchenabfälle selbst zu kompostieren. Es werden bevorzugt Garten- als Küchenabfälle privat kompostiert (Schmidt 2007), was sich eher mit den in den Abfallsortierungen bestimmten Anteilen deckt. Wird anhand der Restabfallbehälter, welche keine oder teilweise Zubereitungs- und Speisereste enthielten, die kompostierte Menge errechnet, ergibt sich für die EFHoB die Menge von 0,28 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹.

Von den 40 an der Befragung teilnehmenden EFHmB gaben 28 % an, Küchenabfälle auf dem eigenen Komposthaufen zu verwerten, wovon ca. ein Viertel bzw. rund 7 % der EFHmB angaben, alle ihre Küchenabfälle selbst zu kompostieren. In den Sortierungen der EFHmB enthielten 2,3 % der Behälter weder Zubereitungs- noch Speisereste und 11,6 % keine Zubereitungsreste.

Unter der Annahme, dass die EFHmB, welche keine Zubereitungs- und Speisereste in ihrem Abfall hatten, die gleiche Menge Lebensmittelabfall wie die der Abfalltonnen nutzenden Haushalte selbst kompostieren, kann mit einer zusätzlich über die Eigenkompostierung entsorgten Menge von 0,10 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ gerechnet werden.

Wird zusätzlich davon ausgegangen, dass tatsächlich bis zu 28 % der Haushalte im Durchschnitt 50 % ihrer Zubereitungsreste kompostieren, werden insgesamt 0,10 bis 0,15 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ selbst kompostiert, sodass angenommen werden kann, dass trotz vorhandener Biotonne etwa 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ Lebensmittelabfälle auf dem eigenen Kompost entsorgt werden (Tabelle 42).

Tabelle 42: Anhand der Abfallbehälter ohne Speise- und Zubereitungsreste und Befragungen abgeschätzte Lebensmittelabfallmenge, welche durch Eigenkompostierung verwertet wird

LA Fraktion	LA in Abfall	zusätzlich durch EK aller ZR+SR (iteriert)		zusätzlich 50 % ZR (iteriert)	
	kg FM EW ⁻¹ Wo. ⁻¹		kg FM EW ⁻¹ Wo. ⁻¹		kg FM EW ⁻¹ Wo. ⁻¹
Zubereitungsreste	0,54	13,9 %	0,09	14 %	0,05
Speisereste	0,26	2,3 %	0,01	-	-

6.5.3 Diskussion

Die in der Literatur angegebenen Lebensmittelabfallmengen weisen große Schwankungen bzw. Spannbreiten von 30 – 100 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ auf. Sie basieren überwiegend auf Hausmüllanalysen aus den 80er und 90er Jahren. Kranert et al. (2012) ermittelt für Deutschland eine durchschnittliche Lebensmittelabfallmenge im Hausmüll (Rest- und Bioabfall) von 61,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ und liegt damit etwa im Mittel der angegebenen Spannbreite. Daher kann den Werten einerseits eine große Relevanz bei der Ermittlung der regionalen Lebensmittelabfallpotenziale zugesprochen werden, sodass für eine Abschätzung diese Werte verwendet werden können. Andererseits zeigt dies gleichwohl, dass die Lebensmittelpotenziale regional sehr unterschiedlich ausfallen können und der maximale Fehler demnach bei etwa 50 % liegt, sofern die Werte verwendet werden. Da im Allgemeinen in Deutschland für viele Regionen Abfallsortieranaysen vorliegen und durchgeführt werden, liegt es nahe, diese als Basis für die räumlich begrenzte Potenzialermittlung zu nutzen. Die meisten Abfallsortierungen können ohne zusätzliche Abschätzungen nicht für die Ermittlung der Lebensmittelabfallpotenziale verwendet werden, da in der Mittel- und Feinfraktion der Organikfraktion Lebensmittelabfall nicht separat ausgewiesen ist.

Die anhand der Hamburger Abfallanalysen der SRH (1995, 1999 und 2008) über das Verhältnis von Garten- und Lebensmittelabfällen in der Grobfraktion berechneten Lebensmittelabfallmengen (Kapitel 6.5.1) korrelieren sehr gut mit den in den von ATUS & INFA (2009) von 2005 bis 2008 durchgeführten Abfallanalysen gefundenen Küchenabfallmengen. Zudem konnte in den eigenen Abfallsortierungen durch lineare Regression eine Korrelation zwischen den Anteilen der Lebensmittelabfälle in der Grobfraktion und der Mittelfraktion gezeigt werden, wobei ein Bestimmtheitsmaß R² von 0,88 und eine Standardabweichung von 12,3 % bestimmt werden konnten, was als sehr gut zu bewerten ist. Im Vergleich dazu führt die Abschätzung der Lebensmittelabfälle im Hausmüll mit einem starren prozentualen Anteil von 50 % oder 35 %, wie er in der Literatur angegeben wird (vgl. Schneider et al. (2012, zit. in Kranert et al. 2012), zu großen Abweichungen gegenüber den in den Abfallanalysen von ATUS & INFA (2009), weswegen hierfür das Verhältnis von Garten- und Lebensmittelabfällen in der Grobfraktion verwendet werden sollte.

Der maximale Fehler bei den eigenen Sortierungen liegt für die Gesamtmengen der Einfamilienhäuser mit 21 – 24 % unterhalb der nach RL Abfallanalytik (vgl. LfUG Sachsen 1998) mindestens angestrebten Fehlerwahrscheinlichkeit von 25 – 30 %. Die Ergebnisse der Abfallsortierungen für die EFH stellen somit eine ausreichend genaue Grundlage für die dargestellten Untersuchungen dar. Die Ergebnisse der MFH und RH übertreffen mit 38 % die Vorgabe der RL Abfallanalytik, sodass diese Werte nur als Anhaltswerte verwendet werden können. Für die Ermittlung der Lebensmittelabfallmengen der MFH und RH wurden mit 31 % – 49 % und bei den EFH 38 % ebenso größere mögliche Fehler bestimmt, sodass die Verifikation über weitere bestehende Abfallsortierungen notwendig ist.

Für die untersuchten bestehenden Abfallsortierungen wird keine angestrebte Genauigkeitsanforderung angegeben. Da die Hamburger Abfallsortierungen basierend auf der RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998) durchgeführt wurde, in der die Genauigkeitsanforderung an die zu erzielenden Ergebnisse mit ±10 % (relativer maximaler Zufallsabweichung) vorgegeben wird,

wird angenommen, dass dieser Wert für die Sortierungen angestrebt wurde. Die Richtlinie bietet jedoch auch die Möglichkeit aus wirtschaftlichen Erwägungen, die Genauigkeit für einzelne Teilgesamtheiten zu unterschreiten, sodass die maximale relative Zufallsabweichung dann bei bis zu 25 bis 30 % pro Schichtergebnis liegen kann (ebd.). Eventuell wurde daher auch in den untersuchten Sortierungen teilweise geringere Genauigkeiten als ± 10 % erreicht. Aus der Anzahl der Stichproben wurde die relative maximale Zufallsabweichung mit 15 % abgeschätzt.

Wird für die bestehenden Abfallsortierungen die relative maximale Zufallsabweichung von 15 % vorausgesetzt, ergeben sich mit den aus den eigenen Abfallsortierungen bestimmten Variationskoeffizienten für die Lebensmittelabfallmengen Genauigkeiten ca. 30 %. Die Ermittlung der Lebensmittelabfallpotenziale aus den bestehenden Abfallanalysen stellt damit eine geeignete Grundlage dar, die über die Abfallsammlung entsorgten Lebensmittelabfälle mit hoher Genauigkeit zu bestimmen. Damit können aus den in Kapitel 6.4 dargestellten Ergebnisse die Lebensmittelabfallpotenziale im Hausmüll berechnet werden.

6.5.3.1 Lebensmittelabfall im Hausmüll von Großwohnanlagen

Großwohnanlagen (GWA) wurden selbst nicht untersucht und nur von den SRH Sortierungen sind Daten zu GWA mit Biotonne erhältlich. Aus den anderen Sortierungen (ATUS und SHC) geht nicht hervor, ob und in welchem Maß die Haushalte über eine Biotonnensammlung verfügten. In Hamburg sind Großwohnanlagen selten an die Biotonnensammlung angeschlossen, was sich auch darin zeigt, dass in den Hausmüllanalysen für GWA keine 1100 MGB mit Biotonnenanschluss beprobt wurden. Die berechneten Lebensmittelabfallmengen der Großwohnanlagen liegen im Bereich zwischen $1,33 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $1,61 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Hierbei zeigt der Anschluss an eine Biotonnensammlung keine Verringerung der berechneten Lebensmittelabfallmengen. Für die Haushalte mit Biotonne wurde mit $1,61 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ der höchste Wert ermittelt. In den Abfallsortierungen der SRH wurden wahrscheinlich aufgrund der geringen Anzahl der GWA mit Biotonnenanschluss insgesamt 21 Abfallbehälter mit einem Gesamtvolumen von $2,5 \text{ m}^3$ als Probe genommen, welche 81 Einwohner repräsentieren. Im Gegensatz dazu wurde von allen sonstigen Schichten $5,1 - 10,7 \text{ m}^3$ Probenmaterial genommen. Da nicht bekannt ist, wie groß die Grundgesamtheit ist, kann über die relative maximale Zufallsabweichung keine genaue Aussage getroffen werden. Bei den Untersuchungen im Bezirk Bergedorf wurden 2 Hochhäuser identifiziert, welchen definitiv Biotonnen mit einem Volumen von $9,4 \text{ m}^3$ zugeordnet werden konnten und die ca. 400 Einwohner repräsentieren. Alleine mit diesen Daten beträgt die relative maximale Zufallsabweichung 34 %, wobei davon ausgegangen werden muss, dass die Grundgesamtheit des gesamten Hamburger Gebiets und damit die Fehlerwahrscheinlichkeit deutlich größer ist. Die Werte für die an die Biotonnensammlung angeschlossenen Haushalte in GWA wird daher vernachlässigt, sodass für diese Bebauungsstruktur aus den Werten für Haushalte ohne Biotonne ein Wert von $1,33 - 1,50 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ verwendet werden kann.

6.5.3.2 Lebensmittelabfall im Hausmüll von Mehrfamilienhäusern

Aus den Sortierungen der SRH von 2008 und 2011 ergeben sich für die Mehrfamilienhäuser mit Biotonne im Durchschnitt $1,04 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $1,27 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für MFH ohne Biotonne. ATUS und SHC ermittelten 1,2 und $1,35 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$. In den eigenen Sortierungen wurden deutlich größere Mengen gefunden. Die Auswertung der Abfallsortierungen der SRH zeigen, dass für einzelne Bebauungsstrukturen mit 1100 MGB teilweise ähnliche oder größere Mengen gefunden wurden. Aus den Daten der MGB von Großwohnanlagen 1999 wurden $2,51 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für die MGB in innerstädtischen MFH $3,85 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Lebensmittelabfälle berechnet, sodass sich die aus den eigenen Sortierungen berechneten Mengen in einem realistischen Bereich befinden. Während der Sortierungen stellte sich jedoch heraus, dass von der Wohnbaugesellschaft zu der die untersuchten Abfallbehälter gehören, eine Firma zur optimierten Nutzung der Abfallbehälter beschäftigt wird. Hierzu gehört eine Umsortierung der Abfälle, um das zur Verfügung stehenden Behältervolumen optimal auszunutzen und Abfallgebühren einzusparen. Es ist daher möglich, dass die gefundenen Mengen größeren Einwohnerzahlen als denen vom Amt für Statistik (Statistik-Nord) erhaltenen Einwohnerzahlen zugeordnet werden müssten und sich dadurch eine erhöhte Menge je Einwohner ergibt.

Wie in Kapitel 5.2.2 dargestellt wurde die geplante Stichprobenanzahl nicht erreicht, wodurch sich eine sehr hohe relative maximale Zufallsabweichung von 38 % ergibt. Dadurch ergeben sich aus den Ergebnissen mehrere Interpretationsmöglichkeiten.

In allen Sortierungen wurden bei den MFHoB höhere Lebensmittelabfallmengen ermittelt als bei den MFHmB. Da die Ergebnisse der eigenen Sortierungen auch die Mengen enthalten, welche über die Biotonne entsorgt werden, ließe sich folgern, dass die Haushalte ohne Biotonnen tatsächlich mehr Lebensmittelabfall produzieren als Haushalte mit Biotonne. Aufgrund der beschriebenen Fehlermöglichkeiten, kann jedoch die Annahme, dass in den Sortierungen, welche ausschließlich die Restabfallmengen untersucht haben, die über die Biotonne entsorgen Mengen nicht erfasst wurden und sich dadurch der Mengenunterschied erklären lässt, nicht verworfen werden. Neben der erheblichen statistischen Unsicherheit erscheint eine Unterscheidung nach Biotonnenanschluss bei Mehrfamilienhäusern nicht sinnvoll, da die Entscheidung darüber im Allgemeinen nicht von den Bewohnern, sondern von der Hausverwaltung getroffen wird und dadurch Haushalte ohne Biotonne zu Haushalten mit Biotonne werden können, ohne dass sich ihr Entsorgungsverhalten verändert. Für die geodatenbasierte Potenzialermittlung wird daher davon ausgegangen, dass nur die MFHoB realistische Werte liefern. Für eine abschließende Klärung sind jedoch weitere Untersuchungen notwendig.

Zusätzlich ist zu beachten, dass die eigene Sortierung nur maximal den Bezirk Bergedorf mit 120.000 Einwohnern repräsentiert. Werden für die Ermittlung der Lebensmittelabfallmengen aus Mehrfamilienhäuser die Werte der MFHoB herangezogen, ergibt sich ohne Berücksichtigung der eigenen Sortierungen eine Lebensmittelabfallmenge zwischen $1,20$ und $1,35 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ mit einem Durchschnittswert von $1,28 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$. Eine detaillierte Gewichtung nach angeschlossenen Einwohnern ist aufgrund fehlender Daten über die jeweiligen Anwohner je Bebauungsstruktur in Hamburg nicht möglich. Eine grobe gewichtete Ermittlung nach repräsentierten Einwohnern unter Einschluss der eigenen Sortierung

gen kommt zu einem ähnlichen Wert (Tabelle 43), sodass für die Bestimmung im GIS Werte von 1,20 – 1,35 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ angenommen werden.

Tabelle 43: Abschätzung der Lebensmittelabfallmenge aus Abfallsortierungen gewichtet nach repräsentierten Einwohnern

	Einwohner [in Mio.]	Lebensmittelabfall [kg EW ⁻¹ a ⁻¹]	Anteil an Gesamt
SRH, Hamburg (2008)	1,77	1,20	45 %
SHC, Wiesbaden (2009)	0,28	1,35	7 %
ATUS, Hamburg (2009)	1,77	1,20	45 %
IUE, Bergedorf (2009/2010)	0,12	2,22	3 %
gewichteter Mittelwert		1,24	

6.5.3.3 Lebensmittelabfall im Hausmüll von Ein- und Zweifamilienhäusern

Die Sortierungsergebnisse für die Ein- und Zweifamilienhäuser ohne Biotonne sind in allen Sortierungen ähnlich. Die berechneten Lebensmittelabfallmengen liegen zwischen 1,0 und 1,13 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ und damit 17 % unter den berechneten durchschnittlichen Mengen für Mehrfamilienhäuser und 27 % unter den durchschnittlichen für die Großwohnanlagen berechneten Mengen. Da ATUS und SHC nicht angeben, ob die untersuchten Haushalte an die Biotonnensammlung angeschlossen sind, wird davon ausgegangen, dass die Haushalte überwiegend nicht über eine zusätzliche Biotonne verfügen. Für EFHmB liegen von den SHC und ATUS Sortierungen demnach keine Werte vor, sodass nur die Werte der SRH mit den eigenen Ergebnissen verglichen werden können. Diese weisen erhebliche Unterschiede auf (Abbildung 40). Während die Werte für EFHoB in beiden Sortierungen annähernd gleich sind, wurde in den eigenen Sortierungen im Restabfall der EFHmB mit 1,16 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ 36 % mehr Lebensmittelabfälle festgestellt als in den SRH-Sortierungen (0,85 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹). Wie bereits beschrieben (Kapitel 6.5.1) kann dies auf eine intensivere Nutzung der Biotonne durch die Haushalte der Sortierungen in gesamt Hamburg im Vergleich zu den in Bergedorf untersuchten Haushalten zurückgeführt werden. Dies erklärt zum Teil auch die großen Unterschiede in der Gesamtmenge (Abbildung 20). Die Gesamtmengen in den eigenen Sortierungen liegen sowohl für Biotonnennutzer als auch Nicht-Biotonnennutzer in einem ähnlichen Bereich, was die These der geringeren Biotonnennutzung bestärkt.

Unter Einbeziehung der Lebensmittelabfallmengen in der Biotonne vergrößert sich die Differenz um weitere 0,25 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹, sodass im Vergleich mit den nicht an die Biotonnensammlung angeschlossenen Haushalten in den eigenen Sortierungen für die EFHmB 0,28 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ und im Vergleich mit den EFHoB in den Sortierungen der SRH 0,56 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ mehr ermittelt wurden (Abbildung 40).

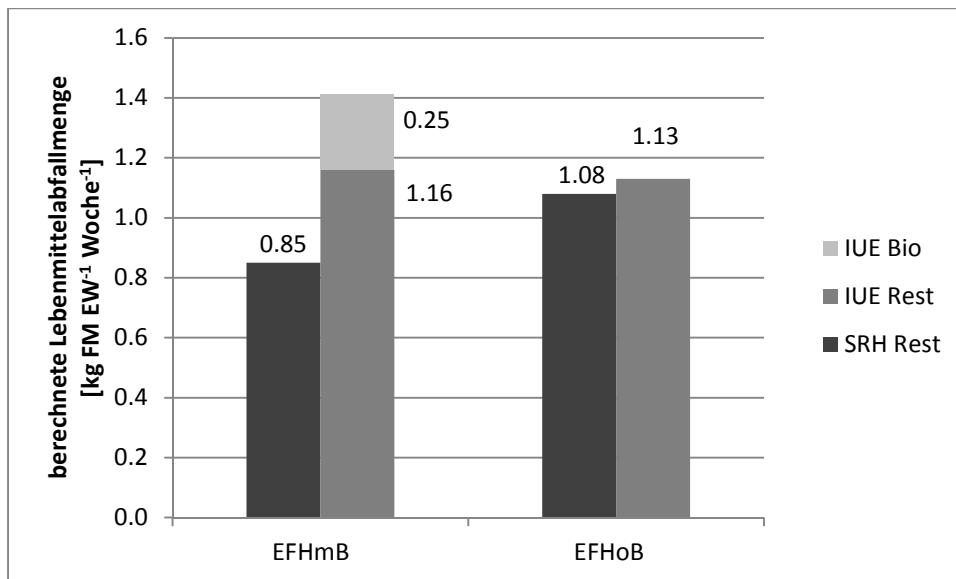


Abbildung 40: Berechnete Lebensmittelabfallmenge im Restabfall der EFH in Hamburg (SRH) und in Bergedorf (IUE)

Aufgrund der großen Diskrepanzen zwischen den einzelnen Werten können die Mengen der EFHmB ohne Einbeziehung der Biotonne nicht zur Bestimmung der theoretischen Lebensmittelabfallpotenziale verwendet werden. Die Mengen der EFHoB liegen deutlich unter denen der MFH und GWA. Dass unter Einbeziehung der Biotonne bei den EFHmB den MFH und GWA ähnliche Werte ermittelt wurden, legt den Schluss nahe, dass bei den EFHoB weniger Lebensmittelabfälle über die Restabfalltonne entsorgt werden und zusätzliche Entsorgungswege gewählt werden.

6.5.3.4 Eigenkompostierung

Die Ergebnisse der eigenen Abfallanalysen zeigen, dass insbesondere bei Einfamilienhäusern mit Biotonne bis zu 18 % der Lebensmittelabfälle über die Biotonne entsorgt wurden. Ein Vergleich der aus verschiedenen Abfallsortieranalysen berechneten Lebensmittelabfallmengen zeigt, wie erwartet deutliche Unterschiede zwischen Haushalten mit und ohne Biotonnenanschluss. Zur Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale müssen daher die über die Biotonne entsorgten Mengen einbezogen werden. Gleichzeitig konnte über die Befragung der Bewohner im untersuchten Gebiet bei den Einwohnern in EFHoB eine deutliche Neigung zur Eigenkompostierung ermittelt werden. Dies äußert sich in der mit 1,13 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ deutlich geringeren Lebensmittelabfallmenge im Restabfall der Bewohner der EFHoB im Vergleich zu den Bewohnern der MFH und GWA (1,20 – 1,61 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹) und den nahezu identischen Mengen im Vergleich zu den EFHmB (1,16 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹), die aus demselben Gebiet stammen. Da die EFHmB zusätzlich 0,25 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ Lebensmittelabfall in der Biotonne entsorgen, muss angenommen werden, dass diese Differenz von den EFHoB auf dem eigenen Kompost entsorgt wird. In Kapitel 6.5.2 konnte über die Bio- und Restabfalltonnen, die z.T. keine Speisereste und keine Zubereitungsreste enthalten und anhand der Angaben der Bewohner zur Eigenkompostierung ein von den EFHmB

zusätzlich selbst kompostierte Lebensmittelabfallmengen von 0,12 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ bestimmt werden.

Anhand der Restabfalltonnen der EFHoB, welche keine Zubereitungsreste und zum Teil keine Speisereste enthielten, kann eine eigenkompostierte Lebensmittelabfallmenge von mindestens 0,28 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ berechnet werden. Aufgrund der Befragungen der EFHoB, von denen mehr als 50 % angaben, alle Küchenabfälle auf dem eigenen Kompost zu entsorgen, kann nicht ausgeschlossen werden, dass neben den Haushalten bei denen keine Zubereitungs- und Speisereste im Abfall gefunden wurden, weitere Haushalte die eigene Kompostierung von Lebensmitteln betreiben. Da die Lebensmittelabfallpotenziale der EFHoB nicht eindeutig bestimmt werden können, die Untersuchungen für EFHoB und EFHmB jedoch in demselben Gebiet durchgeführt wurden, wird zur Abschätzung der eigenkompostierten Lebensmittelabfallmengen der EFHoB das Lebensmittelabfallpotenzial der EFHmB verwendet (Tabelle 44). Aus der Differenz lässt sich damit ein Potenzial von insgesamt 0,40 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ berechnen, welches von den EFHoB selbst kompostiert wird. Das Gesamtpotenzial der EFHoB kann daher mit dem bei den EFHmB ermittelten 1,53 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ gleichgesetzt werden. Die durch Eigenkompostierung verwertete Menge der EFHoB liegt damit bei 0,28 – 0,40 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ oder 15 – 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹. Für die Haushalte mit Biotonne wurde eine Menge von 0,12 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ bzw. 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ bestimmt. Die Mengen liegen damit im Bereich der von Kranert et al. (2012) aus verschiedenen internationalen Quellen ermittelten Werte (0 – 18 kg FM EW⁻¹ a⁻¹). Hierbei ist unbedingt zwischen Biotonnennutzern und Haushalten ohne Biotonne zu unterscheiden. Insgesamt kann damit mit einem durch Eigenkompostierung entsorgtem Potenzial von 0 – 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ gerechnet werden.

Tabelle 44: Aus den Abfallsortierungen berechnete Lebensmittelabfallmengen von Ein- und Zweifamilienhäusern

Lebensmittelabfall von Ein- und Zweifamilienhäusern					
	im Restabfall	Biotonne	Eigenkompostierung aus Sortierungen	Gesamt	Eigenkompostierung aus Differenz
	[kg FM EW⁻¹ Wo.⁻¹]				
EFHmB	1,16	0,25	0,12	1,53	0
EFHoB	1,13	0	0,28	1,41	0,12

Aus der großen Differenz zwischen den Mengen der Abfallsortierung der Restabfalltonnen und dem berechneten Potenzial ergibt sich, dass zur Bestimmung der theoretischen Lebensmittelabfallpotenziale weder die Restabfallbehälter der EFHoB, noch der EFHmB allein verwendet werden können. Die Einbeziehung der Bioabfallbehälter ist zwingend erforderlich.

Das theoretische Potenzial beinhaltet auch die eigenkompostierten Mengen. Diese wurden indirekt über die fehlenden Zubereitungs- und Speisereste in den Abfalltonnen berechnet. Die Ergebnisse liegen etwa im Bereich der Literaturwerte, sodass dieser Weg der Ermittlung eine

Möglichkeit bietet, anhand von Abfallsortierungen die durch Eigenkompostierung entsorgten Mengen zu berechnen. Eine Verifikation dieser Methodik ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich und sollte in weiteren Untersuchungen verfolgt werden.

Nach Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2007) nimmt die Neigung zur Eigenkompostierung mit der Größe der Gärtenflächen zu, sodass bei Gebäuden mit kleinen Gärten unter 100 m² Gartenfläche von geringer und bei großen Grundstücken über 1.000 m² Gartenfläche mit intensiver Nutzung der Eigenkompostierung ausgegangen werden kann (Tabelle 45).

Tabelle 45: Anteil der Eigenkompostierer in Abhängigkeit von der Gartenfläche nach Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2007)

Gartengröße m²	Anteil der Eigenkompostierer % der Gartenbesitzer
bis 50	33
50 – 100	28
100 – 200	52
200 – 400	60
400 – 1.000	72
über 1.000	80

Zur Abschätzung der eigenkompostierten Lebensmittelabfälle kann der sich aus den Werten in Tabelle 45 ergebende logarithmische Verlauf (Gleichung 6.3) verwendet werden (Abbildung 41).

$$y = 0,1439 \cdot \ln(x) - 0,2811 \quad 6.3$$

Da dieser nicht explizit für die Eigenkompostierung von Lebensmittelabfällen bestimmt wurde, bietet sich zur Abschätzung der Eigenkompostierung vereinfachend die Bildung von Gruppen an. Für städtische Einzelhausgebiete mit Gärten über 100 m² bis 1.000 m² beträgt der Mittelwert etwa 60 %, was 12 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ entspricht. In zersiedelten Gebieten mit großen Grundstücken sollte der Wert am oberen Ende der Spannbreite von 12 – 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ Anwendung finden. Für kleine Gärten, z.B. bei Reihenhäusern kann ggf. auf die Anrechnung von eigenkompostierten Lebensmittelabfällen verzichtet werden oder diese sollte sich am Minimum von 31 % orientieren, was ca. 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ entspricht. Die Berechnung für den Bezirk Bergedorf (Kapitel 7.1.3) zeigt, dass die Unterschiede zwischen der detaillierten Berechnung und der Verwendung der Durchschnittswerte sehr gering (< 1 %) sind, sodass vereinfachend mit an die durchschnittlichen Gartengrößen angepassten Werten gerechnet werden kann.

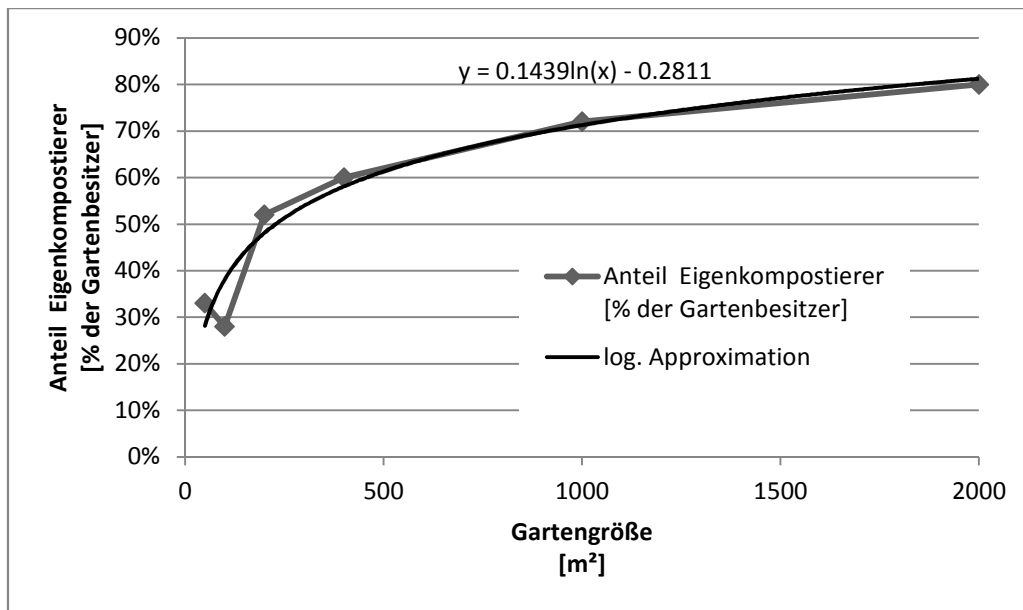


Abbildung 41: Anteil der Eigenkompostierer in Abhängigkeit der Gartengröße nach Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2006)

6.5.3.5 Potenziale der Lebensmittelabfälle aus privaten Haushalten

Aus den vorhergehenden Berechnungen ergeben sich für die untersuchten Bebauungsstrukturen die in Abbildung 42 dargestellten durchschnittlichen technischen Potenziale der über die Rest- und Bioabfalltonnen sowie Eigenkompostierung entsorgten Lebensmittelabfälle.

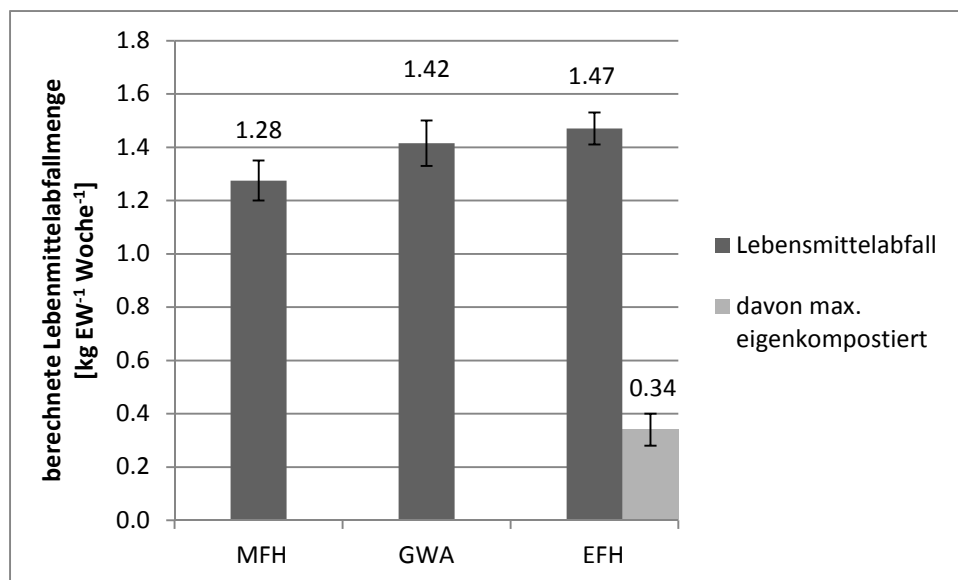


Abbildung 42: Berechnete technische Lebensmittelabfallpotenziale für Mehrfamilienhäuser (MFH), Großwohnanlagen (GWA) und Ein- und Zweifamilienhäuser (EFH)

Hinzukommen weitere über den Abwasserpfad und als Tiernahrung entsorgte Lebensmittelabfälle sowie technische Reste im Abwasser und im Verpackungsabfall (vgl. Kapitel 6.5). Wie die Studien von Kegebein (2006), Kranert et al. (2012), Vaak & Gäth (2012) und die vorhergehenden Untersuchungen zeigen, wird ein Teil der Lebensmittelabfälle durch Eigen-

kompostierung, über das Abwasser und als Tiernahrung entsorgt. Da über die Verteilung von Kleintieren und die Entsorgung über das Abwasser in unterschiedlichen Bebauungsstrukturen keine Erhebungen verfügbar sind und sich die ermittelten Lebensmittelabfallmengen aller Bebauungsstrukturen im gleichen Erwartungsbereich befinden, wird zwischen Einfamilien- und Mehrfamilienhäusern keine Unterscheidung vorgenommen. Daraus ergeben sich die in Tabelle 46 dargestellten theoretischen Potenziale. Aus den eigenen Untersuchungen konnten keine ausreichend genauen Daten für RH ermittelt werden. Diese werden im Allgemeinen bei den Abfallsortierungen aufgrund der strukturellen Ähnlichkeit mit EFH und DH als Siedlungsstruktur 1 – 4 zusammengefasst. Da sich aus den bestehenden Abfallsortieranalysen keine genaueren Werte ableiten lassen, werden die ermittelten Lebensmittelabfallpotenziale der EFH und DH auch für die RH verwendet. Damit ergeben sich die in Tabelle 46 dargestellten Werte. Dabei ist zu beachten, dass die Menge von $79,6 \text{ kg EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Restabfall für Bebauungsstruktur 1 – 4 das Maximum darstellt und eigenkompostierte Mengen davon abgezogen werden müssen.

Tabelle 46: Übersicht der Lebensmittelabfallpotenziale

Theoretisches Lebensmittelabfallpotenzial						
[kg FM EW⁻¹ a⁻¹]						
Bebauung	Restabfall	davon Eigenkompostierer ¹	LVP	Gesamt (fest)	Durchschnitt	Abwasser
MFH	62,4 – 70,2	0,0	1,4	63,8 – 71,6	67,7	3,6
GWA	69,2 – 78,0	0,0	1,4	70,6 – 79,4	75,0	3,6
1 – 4	58,8 – 79,6	0,0 – 20,0	1,4	60,2 – 81,0	71,6	3,6

¹ Restabfall und Eigenkompostierung ergeben zusammen höchstens das für Restabfall angegebene Maximum

Sofern auch Flüssigkeiten einbezogen werden sollen, kann für die Potenziale im Abwasser auf die Spanne von Kranert et al. (2012) in Höhe von $3,6 – 19,2 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurückgegriffen werden.

Eine Studie über das Wegwerfen von Lebensmitteln (Cofresco 2011) kommt ähnlich wie Lebersorger (2004) zu dem Ergebnis, dass das Alter und die Haushaltsgröße den größten Einfluss auf die Menge weggeworfener Lebensmittel haben und die Menge der weggeworfenen Lebensmittel in Haushalten mit jüngeren Personen, mehr als 3 Personen sowie Haushalten mit einem monatlichen Nettoeinkommen von bis zu 1.500 € und von Personen mit höherem Schulabschluss überdurchschnittlich ist. Diese Faktoren können nur berücksichtigt werden, sofern die Datenlage es ermöglicht. Da im Rahmen dieser Arbeit genaue Angaben über einzelne Haushalte aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht zur Verfügung stehen, kann keine vertiefte Untersuchung in dieser Richtung erfolgen. Weitere Untersuchungen wären im Hinblick auf einen höheren Detaillierungsgrad interessant. Aufgrund der in den Abfallsortierun-

gen enthaltenen statistischen Unsicherheiten wäre jedoch die Aussagefähigkeit einer weiteren Detaillierung zu überprüfen.

Die über das Abwasser entsorgten Mengen sind nicht über die Abfallsammlung erfassbar. Die über die LVP-Abfälle entsorgten Mengen können als technische Reste angesehen werden und verbleiben daher in diesem Abfallstrom. Die verbleibenden Lebensmittelabfälle können bei den MFH und den GWA über die Restabfallsammlung erfasst werden. Bei den EFH, DH und RH werden, sofern kein Biotonnenanschluss vorhanden ist, nur Teile der Lebensmittelabfälle über die Restabfalltonne entsorgt. Bis zu 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ werden selbst kompostiert, wodurch sich die geringeren Lebensmittelabfallmengen der EFHoB erklären lassen.

Bei einem vorhandenen Biotonnenanschluss werden im Durchschnitt etwa 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ über die Eigenkompostierung entsorgt (vgl. Kapitel 6.5.2). Sie werden daher als nicht über die Abfallsammlung erfassbar betrachtet. Insgesamt stimmen die ermittelten Werte von durchschnittlich 71,3 – 78,6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ inkl. Abwasser mit den von Kranert et al. (2012) bestimmten Werten von 71 – 92,2 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ relativ gut überein. Es wurden im Vergleich zu den von Kranert et al. (2012) bestimmten, über die Abfalltonnen gesammelten Mengen von durchschnittlich 61,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ mit 68,0 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ etwas größere Mengen ermittelt und geringere Mengen über den Abwasserpfad entsorgte Mengen angenommen. Mit den von Kranert et al. (2012) verwendeten über den Abwasserpfad entsorgten Mengen von 3,6 – 19,2 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ ergeben sich Potenziale zwischen 86,9 und 94,2 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ und liegen damit im Maximum 2 % über den Werten von Kranert et al. (2012).

Die ermittelten Potenziale stellen damit eine sehr gute Basis für die Bioressourcenpotenzialermittlung auch für andere Gebiete Deutschlands dar. Das gewählte Vorgehen, kann dementsprechend für andere Regionen angewendet werden.

Für eine geodatengestützte Ermittlung der technischen und einsammelbaren Lebensmittelabfallpotenziale können diese Werte verwendet werden. Eine genaue, regionsspezifische Potenzialermittlung kann über bestehende oder durchzuführende Abfallsortierungen erfolgen. Hierbei sind bei den MFH und GWA nur die Mengen der Haushalte ohne Biotonne zu verwenden, sofern keine Analysen der zugehörigen Bioabfalltonnen erfolgen oder verfügbar sind. Die Werte der Haushalte mit Biotonne führen zu deutlich geringeren Mengen, da die über die Biotonne entsorgten Mengen nicht erfasst werden. Für die Lebensmittelpotenziale der Ein- und Zweifamilienhäuser liefern weder die Restabfallsortierungen der Haushalte mit Biotonne, noch der Haushalte ohne Biotonne verwendbare Ergebnisse, da signifikante Mengen über die Eigenkompostierung entsorgt werden. Sollen diese Mengen dennoch über Abfallsortierungen abgeschätzt werden, ist die Einbeziehung der Biotonnen zwingend notwendig. Für die selbst kompostierten Mengen könnte der in Kapitel 6.5.2 dargestellte Ansatz, die Mengen über die Abfallbehälter ohne Zubereitungs- und Speisereste hochzurechnen, Verwendung finden. Hierzu ist jedoch die Sortierung von Einzelbehältern notwendig, was im Allgemeinen bei den Abfallanalysen nicht erfolgt. Die Lebensmittelabfallpotenziale der EFH lassen sich daher anhand von bestehenden Abfallanalysen nicht herleiten. Daher müssten jene in diesem Fall über die Mengen der MFH und GWA abgeschätzt werden. Die Berechnungen mit den Durchschnittswerten ergeben in diesem Fall für die MFH ein jährliches Potenzial von 66 kg EW⁻¹ und für die GWA ca. 74 kg EW⁻¹. Bei einer vereinfachten Berechnung mit dem Mittelwert

von 70 kg EW⁻¹ ergäbe sich für die EFH mit den über die Bio- und Restabfallsammlung erschließbaren Potenzialen in diesem Fall eine Abweichung von ca. 5 %, was vor dem Hintergrund der bereits bestehenden Unsicherheiten und Annahmen zu tolerieren wäre. Liegen die jeweiligen Werte weiter auseinander, erhöht sich die Fehlerwahrscheinlichkeit entsprechend. Insgesamt weichen die hier ermittelten Werte maximal 9 % vom Mittelwert ab, was weniger ist, als die auf Basis der RL Abfallanalytik (LfUG Sachsen 1998) angenommene relative maximale Zufallsabweichung von 10 %. Es ist daher zur Vereinfachung ggf. sinnvoll für die Berechnungen die Werte als Spannbreite zwischen den für GWA und MFH ermittelten Werten (in diesem Fall von 1,28 – 1,42 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ mit dem Mittelwert von 1,35 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ bzw. 70 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ zu verwenden.

Ebenso zeigt sich, dass bei der Einsammlung der Lebensmittelabfälle zwischen den Bebauungsstrukturen mit und ohne Eigenkompostierung unterschieden werden sollte. Außerdem können über die Biotonne nur begrenzte Anteile der Lebensmittelabfälle eingesammelt werden, da ein Großteil der Küchenabfälle unabhängig von einem Anschluss an die Biotonne über den Restabfall entsorgt wird. Fricke et al. (2003) ermittelt aus 306 Einzelanalysen aus 34 öffentlich-rechtlichen Entsorgern (ÖRE) Organikmengen im Restabfall nach Einführung der Bioabfallsammlung von 29,2 – 41,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ nach Abzug der Hygienepapierfraktion. Daraus lassen sich unter Verwendung des Verhältnisses von Garten- und Lebensmittelabfall und der Zusammensetzung der Organik im Restabfall nach Fricke et al. (2003a) analog zu Kapitel 6.4.3 die vor und nach Einführung der Biotonne im Restabfall entsorgten Lebensmittelabfallmengen berechnen (Tabelle 47 und Die aus den Mengen im Restabfall von Fricke et al. (2003) berechneten Lebensmittelabfallpotenziale liegen mit 59,5 – 67,1 kg EW⁻¹ a⁻¹ etwa 10 % unter den hier ermittelten durchschnittlichen Lebensmittelabfallpotenzialen von durchschnittlich 66,3 – 73,6 kg EW⁻¹ a⁻¹. Dies kann aufgrund der Zufallsabweichungen der Abfallsortierungen und der von Fricke et al. (2003) angegebenen Spannbreiten von z.T. über 50 % als ein ähnlicher Bereich angesehen werden. Zudem wurden die eigenen Untersuchungen im urbanen Gebieten durchgeführt, was zusätzlich zu den Unterschieden beigetragen haben kann. Es zeigt wiederholt, dass die Potenziale regional sehr unterschiedlich sein können und eine Anpassung der Parameter anhand von Abfallanalysen in dem betrachteten Gebiet erfolgen sollte. In Tabelle 48 ist in der letzten Spalte die Differenz zwischen den Lebensmittelabfallmengen im Restabfall vor und nach Einführung der Biotonne angegeben. Die dort berechneten Mengen werden als erschließbare Potenziale betrachtet, welche über die Biotonnensammlung erfasst werden kann.

Auffällig ist, dass in zersiedelten Gebieten (GS VI) vergleichsweise geringe Lebensmittelabfallmengen über die Restabfallsammlung erschlossen werden können. In den durchgeführten Erhebungen bei EFH wurde außerdem festgestellt, dass Teile der zuvor durch Eigenkompostierung entsorgten Mengen bei vorhandener Biotonne über diese entsorgt werden. Die aus den Differenzen vor und nach Biotonneneinführung berechneten Mengen der GS IV, V und VI, stellen somit nicht zwingend die maximalen über die Biotonne erschließbaren Potenziale dar. Tabelle 48). Die aus den Mengen im Restabfall von Fricke et al. (2003) berechneten Lebensmittelabfallpotenziale liegen mit 59,5 – 67,1 kg EW⁻¹ a⁻¹ etwa 10 % unter den hier ermittelten durchschnittlichen Lebensmittelabfallpotenzialen von durchschnittlich 66,3 bis

73,6 kg EW⁻¹ a⁻¹. Dies kann aufgrund der Zufallsabweichungen der Abfallsortierungen und der von Fricke et al. (2003) angegebenen Spannbreiten von z.T. über 50 % als ein ähnlicher Bereich angesehen werden. Zudem wurden die eigenen Untersuchungen im urbanen Gebieten durchgeführt, was zusätzlich zu den Unterschieden beigetragen haben kann. Es zeigt wiederholt, dass die Potenziale regional sehr unterschiedlich sein können und eine Anpassung der Parameter anhand von Abfallanalysen in dem betrachteten Gebiet angepasst werden sollten. In Tabelle 47 ist in der letzten Spalte die Differenz zwischen den Lebensmittelabfallmengen im Restabfall vor und nach Einführung der Biotonne angegeben. Die dort berechneten Mengen werden als erschließbare Potenziale betrachtet, welche über die Biotonnensammlung erfasst werden können.

Tabelle 47: Berechnung der Lebensmittelabfallmenge im Restabfall vor Einführung der Biotonne (letzte Spalte) aus den Mengen und der Zusammensetzung nach Fricke et al. (2003) und (2003b) unter Verwendung des Verhältnisses LA / GF

Organikanteile im Restabfall nach Fricke et al. (2003b)			Berechnung der LA Anteile aus dem Verhältnis LA/GA in der Grobfraction (GF)	Mengen im RA vor Einführung der Biotonne	
GS	GA [%]	LA [%]	LA / GF [%]	kg Org. EW ⁻¹ a ⁻¹	kg LA EW ⁻¹ a ⁻¹
GS II	6,6	43,1	86,7	68,6 ¹	59,5
GS III			keine Angaben		
GS IV	17,3	40,7	70,2	89,5 ¹	62,8
GS V	6,0	41,1	87,3	76,8 ¹	67,1
GS VI	3,0	54,4	94,8	34,7 ¹	32,9

GA = Gartenabfall, LA = Lebensmittelabfall, GF = Grobfraction = GA+LA, MF = Mittelfraction, FF = Feinfraction, ges. = Gesamtmenge, Org. = Organik

¹nach Fricke et al. (2003) nach Abzug der Fraktion Hygienepapiere

Die aus den Mengen im Restabfall von Fricke et al. (2003) berechneten Lebensmittelabfallpotenziale liegen mit 59,5 – 67,1 kg EW⁻¹ a⁻¹ etwa 10 % unter den hier ermittelten durchschnittlichen Lebensmittelabfallpotenzialen von durchschnittlich 66,3 – 73,6 kg EW⁻¹ a⁻¹. Dies kann aufgrund der Zufallsabweichungen der Abfallsortierungen und der von Fricke et al. (2003) angegebenen Spannbreiten von z.T. über 50 % als ein ähnlicher Bereich angesehen werden. Zudem wurden die eigenen Untersuchungen im urbanen Gebieten durchgeführt, was zusätzlich zu den Unterschieden beigetragen haben kann. Es zeigt wiederholt, dass die Potenziale regional sehr unterschiedlich sein können und eine Anpassung der Parameter anhand von Abfallanalysen in dem betrachteten Gebiet erfolgen sollte. In Tabelle 48 ist in der letzten Spalte die Differenz zwischen den Lebensmittelabfallmengen im Restabfall vor und nach Einführung der Biotonne angegeben. Die dort berechneten Mengen werden als erschließbare Potenziale betrachtet, welche über die Biotonnensammlung erfasst werden kann.

Auffällig ist, dass in zersiedelten Gebieten (GS VI) vergleichsweise geringe Lebensmittelabfallmengen über die Restabfallsammlung erschlossen werden können. In den durchgeführten Erhebungen bei EFH wurde außerdem festgestellt, dass Teile der zuvor durch Eigenkompostierung entsorgten Mengen bei vorhandener Biotonne über diese entsorgt werden. Die aus den Differenzen vor und nach Biotonneneinführung berechneten Mengen der GS IV, V und VI, stellen somit nicht zwingend die maximalen über die Biotonne erschließbaren Potenziale dar.

Tabelle 48: Berechnung der Lebensmittelabfallmenge im Restabfall nach Einführung der Biotonne (letzte Spalte) aus den Mengen und der Zusammensetzung nach Fricke et al. (2003) und (2003b) unter Verwendung des Verhältnisses LA / GF

Organikanteile im Restabfall nach Fricke et al. (2003b)			Berechnung der LA Anteile aus dem Verhältnis LA/GA in der Grobfraction (GF)	Mengen im RA nach Ein- führung der Biotonne		Differenz zu RA vor Einf. Bioton- ne
GS	GA [%]	LA [%]	LA/GF [%]	Organik kg EW ⁻¹ a ⁻¹	LA kg EW ⁻¹ a ⁻¹	LA kg EW ⁻¹ a ⁻¹
GS II	6,5	43,0	86,9	37,3 ¹	32,4	27,1
GS III	2,7	47,2	94,6	41,8 ¹	39,5	k.A.
GS IV	17	29,1	63,1	39,3 ¹	24,8	37,9
GS V	7,4	41,1	84,7	36,1 ¹	30,6	36,5
GS VI	4	54,0	93,1	29,2 ¹	27,2	5,7

GA = Gartenabfall, LA = Lebensmittelabfall, GF = Grobfraction = GA+LA, MF = Mittelfraction, FF = Feinfraction, ges. = Gesamtmenge, Org. = Organik

¹nach Fricke et al. (2003) nach Abzug der Fraktion Hygienepapiere

Wird zu den Lebensmittelabfallmengen der GS IV und V die in Kapitel 6.5.3.4 bestimmte durchschnittlich eigenkompostierte Menge von 10 kg EW⁻¹ a⁻¹ hinzu addiert ergibt dies eine Menge von (72,8 – 77,1 kg FM EW⁻¹ a⁻¹). Diese Mengen stimmen mit den in den eigenen Abfallsortierungen für EFH bestimmten Potenzialen von durchschnittlich 73,3 – 79,3 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ nahezu überein.

Aus den ermittelten technischen Potenzialen und den nach Einführung der Biotonne im Restabfall entsorgten Lebensmittelabfallmengen sowie den in Kapitel 6.5.3.3 bestimmten eigenkompostierten Mengen lassen sich die über die Biotonne abschöpfbaren Lebensmittelabfallmengen berechnen, indem die im Restabfall entsorgte Menge der Biotonnennutzer von der Gesamtmenge abgezogen wird (Tabelle 49).

Fricke et al. (2003) unterscheidet nach Gebietsstrukturen, während die eigenen Untersuchungen anhand von Bebauungsstrukturen durchgeführt wurden. GS II und III können den MFH zugeordnet werden. Da dies nicht eindeutig möglich ist, wird die durchschnittliche Lebensmittelabfallmenge im Restabfall nach Einführung der Biotonne der GS II und III von 35,9 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ und das gemittelte Potenzial im Restabfall aus Tabelle 47 und der MFH in Tabelle 46 verwendet. GWA werden mit GS II gleichgesetzt und die aus den eigenen Erhebungen ermittelten Potenziale angesetzt, da keine expliziten Werte dafür existieren.

Das eigene EFH-Untersuchungsgebiet entspricht GS IV, welche den Bebauungsstrukturen 1 - 4 zugeordnet wird. Die in Kapitel 6.5.3.4 ermittelte durchschnittlich eigenkompostierte Menge von 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ werden bei bestehendem Biotonnenanschluss weiterhin kompostiert.

Da für GS V und VI keine eigenständigen Untersuchungen vorliegen und anzunehmen ist, dass die geringen Lebensmittelabfallmengen in GS VI durch Eigenkompostierung begründet sind, werden für GS V die Lebensmittelabfallpotenziale aus Tabelle 47 zuzüglich der eigenkompostierten Mengen von 10 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ verwendet, Hiervon werden 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ nicht über die Biotonne entsorgt. Für GS VI erfolgt eine grobe Abschätzung mit den Mengen von GS V, wobei 10 – 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ als nicht erschließbare durch Eigenkompostierte Mengen betrachtet werden. Die Werte für GS V und VI werden in Tabelle 49 kursiv dargestellt, da es sich hierbei um eine Abschätzung handelt, die überprüft werden sollte.

Tabelle 49: Zusammenfassung der Potenziale von Lebensmittelabfällen (LA) im Rest- und Bioabfall bei vorhandener Biotonne (kursiv: aus städtischen Werten abgeschätzt)

Siedlungsstruktur	Potenzial LA [kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹]		LA im Restabfall [kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹]	LA in der Biotonne [kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹]		
	min	max		min	max	mittel
MFH	61,0	64,9	35,9 ¹	25,0	28,9	27,0
GWA	69,2	78,0	39,5	29,7	38,5	34,1
1 – 4	66,8 ²	66,8 ²	24,8	41,9	41,9	41,9
1 – 4 ohne Bio	58,8 ³	79,6 ³	69,2 ⁴	-	-	-
<i>dörflich</i>	<i>71,1²</i>	<i>71,1²</i>	<i>30,6</i>	<i>40,5</i>	<i>40,5</i>	<i>40,5</i>
<i>zersiedelt</i>	<i>57,1⁵</i>	<i>67,1⁵</i>	<i>27,2</i>	<i>29,9</i>	<i>39,9</i>	<i>34,9</i>

¹Mittelwert aus GS II und GS III

²Eigenkompostierung von 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ berücksichtigt

³Eigenkompostierung von bis zu 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ berücksichtigt

⁴Mittelwert

⁵Eigenkompostierung von 10 – 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ berücksichtigt

Im Vergleich mit den in der Biotonne in Bergedorf festgestellten Mengen sind die über die deutschlandweit durchgeführten Abfallanalysen von Fricke et al. (2003) berechneten Potenziale in der Biotonne deutlich größer. Dies bestätigt die Annahme, dass in dem Untersuchungsgebiet die Biotonne nur unzureichend für Lebensmittelabfälle genutzt wird, was auch der Vergleich mit den Hamburger Abfallanalysen zeigt (vgl. Kapitel 6.4.1). Die berechneten über die Biotonne erschließbaren Potenziale stellen somit die maximalen Mengen dar.

6.6 GARTENABFÄLLE AUS PRIVATHAUSHALTEN

Wie bereits in Kapitel 6.4.1 dargestellt wurden in den Restabfalltonnen der MFH und der RH keine signifikanten Gartenabfallmengen gefunden. Die Menge der Gartenabfälle in den Biotonnen der MFH ist ebenfalls gering und besteht hauptsächlich aus Strauchschnitt, welcher

vermutlich von den umliegenden, gemeinschaftlich genutzten Grünflächen der MFH stammt. Aufgrund der fehlenden Daten der RH im Juni und der sich daraus ergebenden großen relativen maximalen Zufallsabweichung (vgl. Kapitel 5.2.2), werden in die Betrachtung nur die Ein- und Zweifamilienhäuser einbezogen.

Das jährliche Aufkommen von Pflanzenabfällen ist eine Funktion aus Pflanzenart x , der Fläche A_x und der Grünmasseproduktion p_x (Gleichung 6.4). Letztere ist abhängig von den klimatischen Bedingungen, welche sich im Laufe des Jahres ändern. Zusammen mit der Bewirtschaftungsweise ergibt sich daraus ein jahreszeitlicher Verlauf (g_x) über den z.B. eine jahreszeitliche Verteilung pro Monat ($g_{x,mon}$) für die jeweilige Pflanzenart x dargestellt werden kann.

$$P_{GA,a} = \sum A_x \cdot p_x \cdot g_{x,mon} \quad 6.4$$

Die jeweiligen Vegetationsflächen A_x können wie in Kapitel 6.6.3 dargestellt über die Gartenstruktur für die jeweilige Pflanzenart ermittelt werden. Die jährliche Aufwuchsmenge sowie die jahreszeitliche Verteilung werden im Folgenden anhand von Literaturwerten und der Auswertung von Probenahmen, Verwiegungen und Abfallsortieranaysen bestimmt.

Tabelle 50: Mengenangaben der Grünabfälle in der Literatur

Quelle	Gehölz	Rasen	Grünabfall	Bezug
	kg FM m ⁻² a ⁻¹			
Fricke et al. (1994)	0,15 – 0,7	1,5 – 3,0		bepflanzte Fläche
Wiemer (1989, zit. nach Fricke & Turk 1991)	0,15 – 0,7	1,5 – 3,0		bepflanzte Fläche
Doedens (1982)	0,4	2,2		bepflanzte Fläche
Scheffold (2007)			1,5	Siedlungsgrünflächen
Wiemer & Sprick (1996)			1,5 – 2,5	Gartenfläche
Doedens (1996),			1,5 – 3,5	Gartenfläche
Schubert 2007 (zit. nach Wagner et al. 2012)			1,4	nicht angegeben
Scheffold (1998)			1,9	Gartenfläche
Würz 1997 (zit. nach Schmidt 2007)			1,5 – 3,5	Gartenfläche
Ketelsen & Doedens (1992)			1,5 – 3,5	Gartenfläche
Scheffold (1995)			1,5 – 3,5	nicht angegeben
Wagner et al. (2012)			1,8	Gartenfläche
Gallenkemper & Doedens (1994)			1,5 – 3,5	Gartenfläche

In der Literatur werden die bei der Pflege anfallenden Abfälle zusammen mit anderen im Garten anfallenden Abfällen wie z.B. Rasen als Grünschnitt, Garten- oder Pflanzenabfall be-

zeichnet. Eine detaillierte Unterscheidung der einzelnen Fraktionen liegt nicht vor. Fricke et al. (1994) und Wiemer (1989, zit. nach Fricke & Turk 1991) geben die spezifische Grünmassebildung von Gehölzen mit 150 bis 700 g FM m⁻² a⁻¹ und von Rasen mit 1.500 bis 3.000 g FM m⁻² a⁻¹ an.

Doedens (1982) ermittelte aus Sonn (1960 zit. nach Doedens 1982) und Bauer & Zimmermann (1963 zit. nach Doedens 1982) anhand von Streumengen im Wald einen Streugutanfall von 400 g FM m⁻² a⁻¹ bepflanzter Fläche sowie aus verschiedenen Quellen 2.200 g FM a⁻¹ je m² Rasenfläche. Andere Autoren unterteilen die Grünschnittpotenziale nicht, sodass diese als Pflanzen-, Garten- oder Grünabfall bezeichnete Gesamtmenge je m² Gartenfläche angegeben wird (Tabelle 50) Scheffold (1998). Zusätzlich zu der großen Spannweite werden keine Angaben zur Herkunft dieser Daten gemacht. Dabei wird die Gartenfläche nicht definiert, sodass eine eindeutige Zuordnung zu der Grundstücksfläche und Gartenstrukturen nicht möglich ist und eine Abschätzung der Zusammensetzung und Aufteilung erschwert wird. Über den jahreszeitlichen Verlauf können aus den Literaturwerten keine Annahmen getroffen werden.

Des Weiteren werden Gartenabfallmengen in verschiedenen Veröffentlichungen einwohnerbezogen angegeben (vgl. Fricke & Turk 1991), was für eine grobe Abschätzung ausreichend ist, aufgrund der bestehenden Abhängigkeiten von der Fläche und der Vegetationsart keine detaillierte Berechnung zulässt.

6.6.1 Rasenschnitt

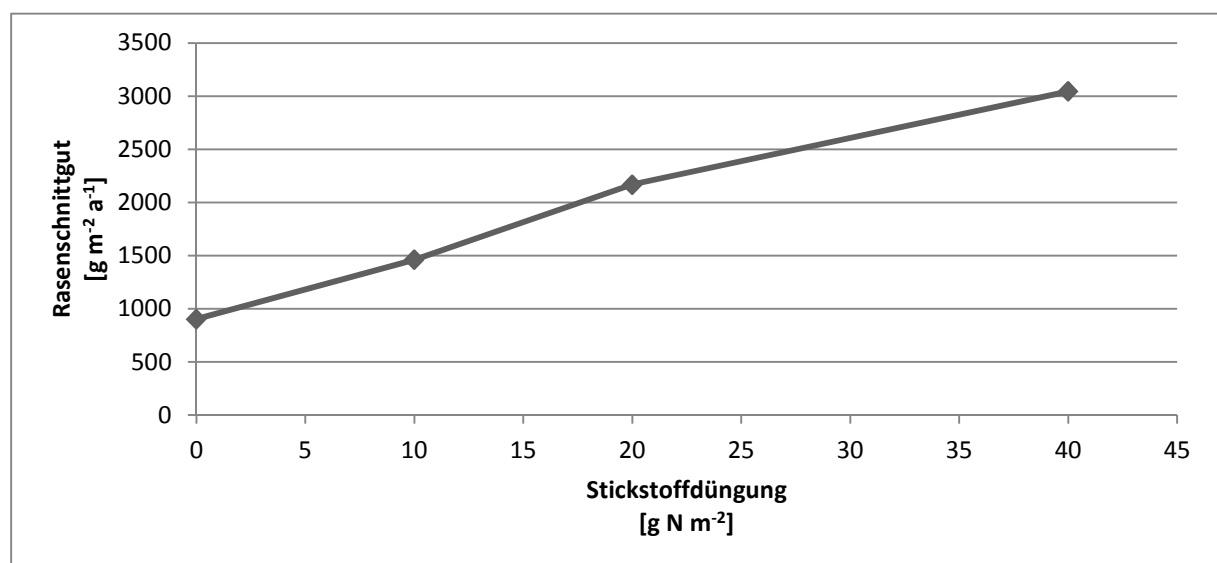


Abbildung 43: Mittlere Schnittgutmenge über alle Grasarten und -sorten in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung nach Gesamt-Hochschule Paderborn-Soest (1998, zit. nach Bocksch 2006)

Oldenburg et al. (2011) und Oldenburg et al. (2012) haben umfangreiche Untersuchungen zum Biogaspotenzial von Grünabfällen und Rasenschnitt durchgeführt. Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften und der aus den Biogasbildungspotentialen resultierenden sehr guten Eignung von Rasenschnitt und der mäßig bis wenig guten Eignung von Mischgrün für eine anaerobe Verwertung, erscheint es in Hinblick auf spätere Verwertungswege sinnvoll,

zwischen Rasenschnitt, sonstigen krautigen oder gemischten sowie holzigen Gartenabfällen zu unterscheiden.

Laut Bocksch (2006) wird das Wachstum von Rasen hauptsächlich von der Nährstoffzufuhr und einer ausreichenden Wasserversorgung beeinflusst. In einem Versuch in den Jahren 1996-98 ermittelte die Gesamt-Hochschule Paderborn-Soest (1998 zit. nach Bocksch 2006) die Schnittgutmengen in Abhängigkeit der Stickstoffdüngung, welche nahezu linear verläuft (Abbildung 43). Der Trockenmassegehalt wird dort mit 15 % angegeben.

Nonn et al. (2006) führte in 2003 und 2004 Aufwuchsversuche im Freiland mit verschiedenen Gebrauchsrasenmischungen durch. Diese wurden regelmäßig mit insgesamt $27 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ gedüngt und bei Bedarf bewässert. Es wurden im zweiten Versuchsjahr im Minimum für Sportrasen $1.830 \text{ g FM m}^{-2}$ und im Maximum $2.754 \text{ g FM m}^{-2}$ für eine „Berliner Tiergarten“-Mischung gemessen. Der von Nonn et al. (2006) ermittelte mittlere Aufwuchs von $2.233 \text{ g FM m}^{-2}$ entspricht in etwa dem aus Abbildung 43 für eine Düngung mit $27 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ berechneten Wert von $2.407 \text{ g FM m}^{-2}$.

Hardt & Schulz (1995 zit. nach Bocksch 1998) geben für mit $20 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ leichtlöslichen Mineraldünger gedüngten Rasen Werte von etwa $230 \text{ g TM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und für $40 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ $450 \text{ g TM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ an. Die mit Ureaform gedüngten Mengen liegen mit $130 \text{ g TM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bei $20 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und $250 \text{ g TM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bei $40 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ deutlich darunter. Die von Bocksch (1998) an zwei unterschiedlichen Standorten mit 17 verschiedenen Rasenmischungen und Variation der Schnitthäufigkeit durchgeführten Aufwuchsversuche zeigen, dass neben der Düngung auch die bereits bestehenden Bodeneigenschaften großen Einfluss auf die Schnittmengen haben. An dem nährstoffarmen Standort wurden für alle Sorten und Mischungen, N-Düngestufen und drei Schnittvarianten im Mittel von drei Versuchsjahren mit einem Jahresertrag von $305 \text{ g TM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ weniger als die Hälfte des Ertrags am nährstoffreicheren Standort erzielt. Die dort gemessenen $759 \text{ g TM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegen damit deutlich über denen von Hardt & Schulz (1995 zit. nach Bocksch 1998).

Tabelle 51: In Aufwuchsversuchen ermittelte Rasenschnittmengen unter Angabe der Stickstoffdüngung

	min [g m ⁻² a ⁻¹]		max [g m ⁻² a ⁻¹]		Mittelwert [g FM m ⁻² a ⁻¹]	TS [%]	Düngung [g N m ⁻² a ⁻¹]
	FM	TM	FM	TM		FM	
Nonn et al. (2006)	1.830		2.750		2.233	k.A.	27
GH Paderborn-Soest (1998) ¹	903		3.054			15	0 – 40
Doedens (1982)					2.200	23	
Hardt & Schulz (1995) ²		130		230		k.A.	20
Hardt & Schulz (1995) ²		250		450		k.A.	40
Bocksch (1998)		305		759		k.A.	
Altissimo et al. (2008)	324		642		483		20

¹ zit. nach Bocksch (2006)

² zit. nach Bocksch (1998)

In eigenen Probenahmen wurden für verschiedene Rasensorten ein durchschnittlicher TS-Gehalt von 32 % ermittelt, womit sich im Minimum etwa $400 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und im Maximum etwa $2.400 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ergeben.

Altissimo et al. (2008) ermittelt in einem Vergleich verschiedener Stickstoffdünger über 2 Jahre auf sandigem Lehm Boden in Italien und einer Stickstoffgabe von $20 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ kumulierte Schnittgutmengen von 648 bis 1284 g FM m^{-2} in 2 Jahren. Demnach findet durch die vorherrschenden hohen Temperaturen und den Wassermangel in den Monaten Juni bis August nahezu kein Wachstum statt, was die vergleichsweise geringen Mengen erklärt.

Die in Tabelle 51 zusammengefassten Rasenschnittmengen aus der Literatur zeigen, dass die Mengen über 1.800 bis zu $3.054 \text{ g FM m}^{-2}$ bei ausreichender Düngung ($27 - 40 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) erzielt werden können. Die Versuche fanden unter optimierten Bedingungen (ausreichende Bewässerung, keine Beschattung) statt. Untersuchungen von Nonn (2002) zeigen, dass auf beschatteten Flächen der Deckungsgrad auf bis zu 15 % absinken kann und sich die Artenzahl auf 1 – 2 Arten reduziert. Von den beschatteten Flächen sind deutlich geringere Erträge zu erwarten. Untersuchungen von Budryte-Aleksandraviciene & Schulz (1999) zeigen, dass die Schnittmengen bei zunehmender Beschattung deutlich abnehmen. Demnach kann bei einer Beschattung von 50 % eine Abnahme um ca. 50 – 60 % und bei einer Beschattung von 70 % um über 80 % erfolgen. Zudem kommt es mit zunehmender Beschattung zu einem erhöhten Krankheitsbefall von Erysiphe graminis (Echter Mehltau) (Bär et al. 1995) und Puccinia graminis (Schwarzrost) (Smith et al. 1989).

Die Rasenschnittmenge ist damit von der Rasenmischung, den Bodeneigenschaften, der Düngung, der Temperatur, der Wasserversorgung und der Beschattung abhängig. Insbesondere die Rasenart, Bodeneigenschaften, die Düngung und z.T. die Bewässerung sind vom Standort, der Nutzung und der Pflege abhängig und damit für jeden einzelnen Garten unterschiedlich. Die Bestimmung der Einflussparameter für jeden einzelnen Garten wäre mit einem extremen Aufwand verbunden und im Prinzip für jedes Untersuchungsgebiet individuell durchzuführen, was eine Modellentwicklung überflüssig machen würde. Die Vielzahl der Einflussparameter legt nahe, dass diese von Privathaushalten im Allgemeinen nicht optimiert werden, weswegen die Erzielung der in der Literatur zu findenden Erträge bei Privathaushalten angezweifelt werden darf. Aus diesem Grund wurden in einem eigenen Versuch (Kapitel 5.4) 2011 die Rasenschnittmengen eines privaten Haushalts in einem Vorort von Hamburg über ein Jahr gesammelt und verwogen.

Die Rasenfläche wurde manuell anhand eines Luftbildes in ArcGIS ermittelt und beträgt 578 m^2 . Der Jahresertrag von 343 kg liegt mit 593 g FM m^{-2} (vgl. Adwiraah et al. 2012) deutlich unter denen in den Rasenaufwuchsversuchen von Nonn et al. (2006) und Gesamthochschule Paderborn-Soest (1998, zit. nach Bocksch 2006) ermittelten Werten. Dies bestärkt die Vermutung, dass die bisher bei Potenzialstudien verwendeten Rasenschnittmengen von $1,5 - 3,0 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ deutlich über den tatsächlich zu erwartenden Mengen liegen.

Der Einfluss des Klimas zeigt sich im Vergleich der normierten Aufwuchsverläufe. Die in den eigenen Versuchen bestimmte Rasenaufwuchskurve (IUE) wurde auf 100 % normiert und der aus den Versuchsdaten von Nonn et al. (2006) ermittelten auf 100 % normierten sowie der Wachstumskurve von Hope & Schulz (1983) gegenüber gestellt (Abbildung 44).

Während bei Hope & Schulz (1983) das Maximum im Mai angegeben wird und bereits im März 85 % der maximalen monatlichen Menge produziert wird, liegt das Maximum der eigenen Messung im Juni, wobei im April und Mai 20 – 30 % der maximalen monatlichen Rasenschnittmenge erreicht werden. Der weitere Verlauf ähnelt dem bei Bocksch, wobei im August

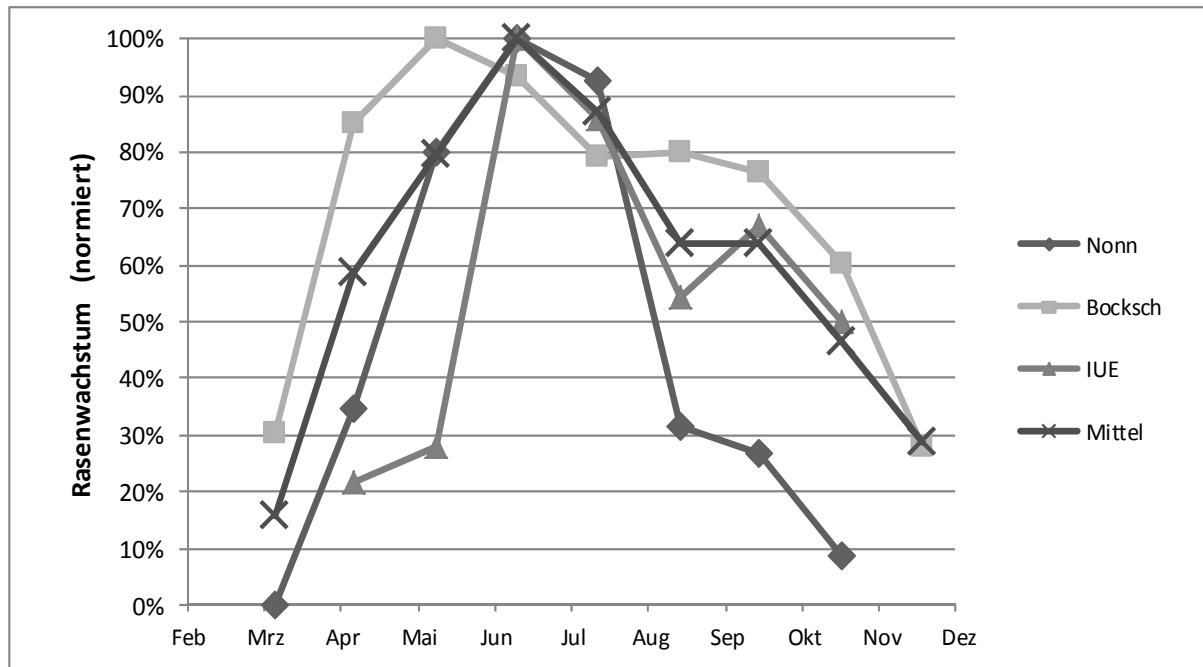


Abbildung 44: Wachstumsverlauf von Rasen nach Hope & Schulz (1983) und normierte Aufwuchsmengen nach Nonn et al. (2006) und eigenen Untersuchungen sowie der Mittelwert

ein stärkeres Absinken der Kurve zu sehen ist, sodass die Werte von Bocksch nicht erreicht werden. Bei Nonn beginnt das Rasenwachstum später als bei Bocksch. Das Maximum liegt im Juni. Auch hier ist nach einem steilen Abfall im August eine leichte Stabilisierung bis Ende September, jedoch auf deutlich geringerem Niveau (27 %) zu erkennen, bevor das Rasenwachstum im November zum Erliegen kommt. Für Deutschland sind die Daten von Nonn et al. (2006) die einzig verfügbaren Daten, welche neben der Wachstumskurve Klimadaten (Niederschlag und Temperatur) beinhalten. Auf Basis dieser lassen sich aufgrund der geringen Datenmengen und mehreren Einflussparametern und infolge fehlender Vergleichsdaten unter anderen klimatischen Bedingungen keine direkten Rückschlüsse auf das Rasenwachstum ziehen. Hierfür wären deutlich umfangreichere Untersuchungen notwendig, welche über Parametervariationen der Einflussfaktoren Temperatur, Bewässerung und Düngung ausreichende Datenmengen liefert, um tatsächliche quantitative Abhängigkeiten identifizieren zu können.

Da eine Modellentwicklung zur Ermittlung der Rasenschnittmengen, die alle notwendigen Einflussparameter beinhaltet, nicht möglich ist, sollen die Aufwuchskurven zur Abschätzung der anfallenden Mengen verwendet werden. Hierzu werden die in den Abfallsortierungen ermittelten Mengen mit den auf den Recyclinghöfen anfallenden und den und über die Befra-

gungen abgeschätzten Rasenschnittmengen mit der Aufwuchskurve kombiniert. Hierfür ist es notwendig, den relevanten Wachstumsverlauf zu bestimmen.

Bei dem Wachstumsverlauf von Hope & Schulz (1983) handelt es sich um „Hohenheimer“ Aufwuchsversuche im Mitteleuropäischen Raum. Es bestehen keine Informationen darüber, welche Pflegemaßnahmen bei den Versuchen getroffen wurden und unter welchen Bedingungen die Kurve ermittelt wurde. Es wird angenommen, dass es sich hierbei um von der Universität Hohenheim bei Stuttgart (48° 42' 42" N, 9° 12' 41" O) durchgeführte Versuche handelt. Das im Vergleich frühe Wachstum und das Maximum im Mai weisen auf wärmere als die norddeutschen Standorte hin. Die Versuche von Nonn et al. (2006) wurden in Bonn-Poppelsdorf (50° 43' 20" N, 7° 5' 26" E) und die eigenen Untersuchungen in Schenefeld bei Hamburg (53° 36' 10" N, 9° 49' 24" E) durchgeführt. Aufgrund der großen Abweichungen zu den Werten von Hope & Schulz und den fehlenden Informationen, wie die Werte ermittelt wurden, wird davon ausgegangen, dass zumindest für Nord- bis Mitteldeutschland die eigene und die von Nonn et al. (2006) angegebene Aufwuchskurve relevant sind. Für südlichere Standorte muss die Kurve ggf. auf Basis der Kurve von Hope & Schulz (1983) angepasst werden. Die Ergebnisse von Altissimo et al. (2008), welcher in Nord-Ost-Italien vergleichsweise geringe Mengen Rasenschnitt gemessen hat, zeigen, dass auch für eine Anwendung in südlicheren Teilen Europas eine Anpassung der Aufwuchsmengen erforderlich ist.

Da es sich bei den eigenen Verwiegungen um einen einzelnen Garten handelt, wären aus Gründen der statistischen Repräsentativität weitere Untersuchungen im Norddeutschen Raum notwendig, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war. Daher wurde aus den Verläufen der 5 Aufwuchsversuche von Nonn et al. (2006), welche jeweils in vierfachen Ansätzen durchgeführt wurden und dem der eigenen Verwiegung eine auf 100 % normierte mittlere jahreszeitliche Verlaufskurve der Rasenschnittmenge ermittelt (Abbildung 45).

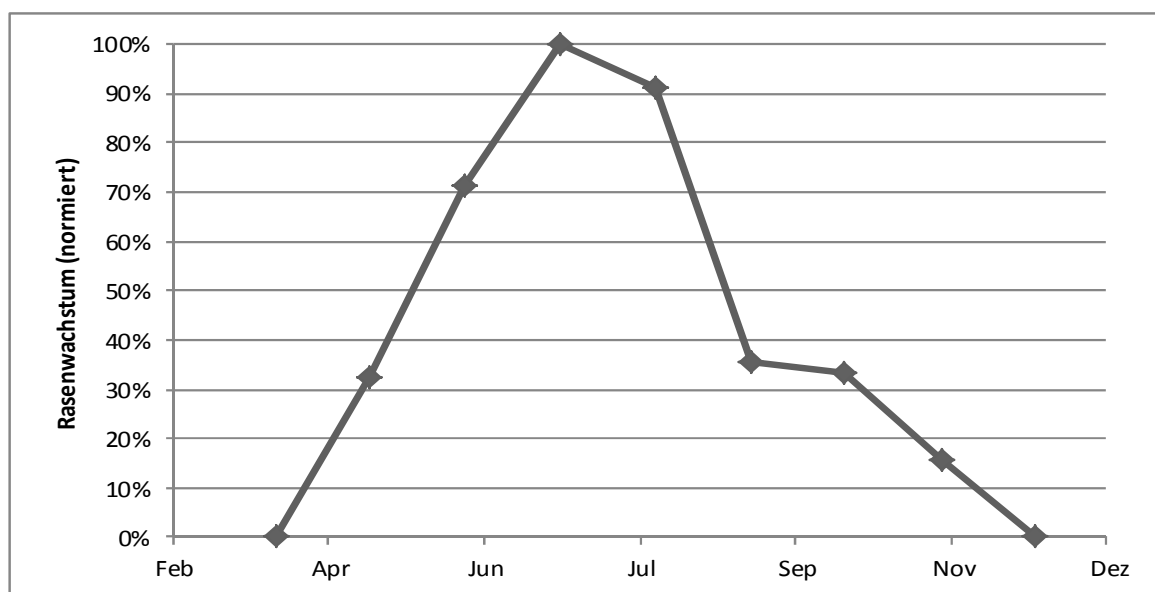


Abbildung 45: Jahreszeitlicher Verlauf der Rasenschnittmenge. Mittelwert nach Nonn et al. (2006) und eigenen Verwiegungen

6.6.2 Gartenabfälle von Einfamilien- und Doppelhäusern im Rest- und Bioabfall

Die Abfallsortieranalysen der Biotonne zeigen, dass das Hauptaufkommen der Gartenabfälle im Monat Juni liegt, in dem der Anteil von Rasenschnitt über 50 % der Gesamtmenge beträgt (Abbildung 46).

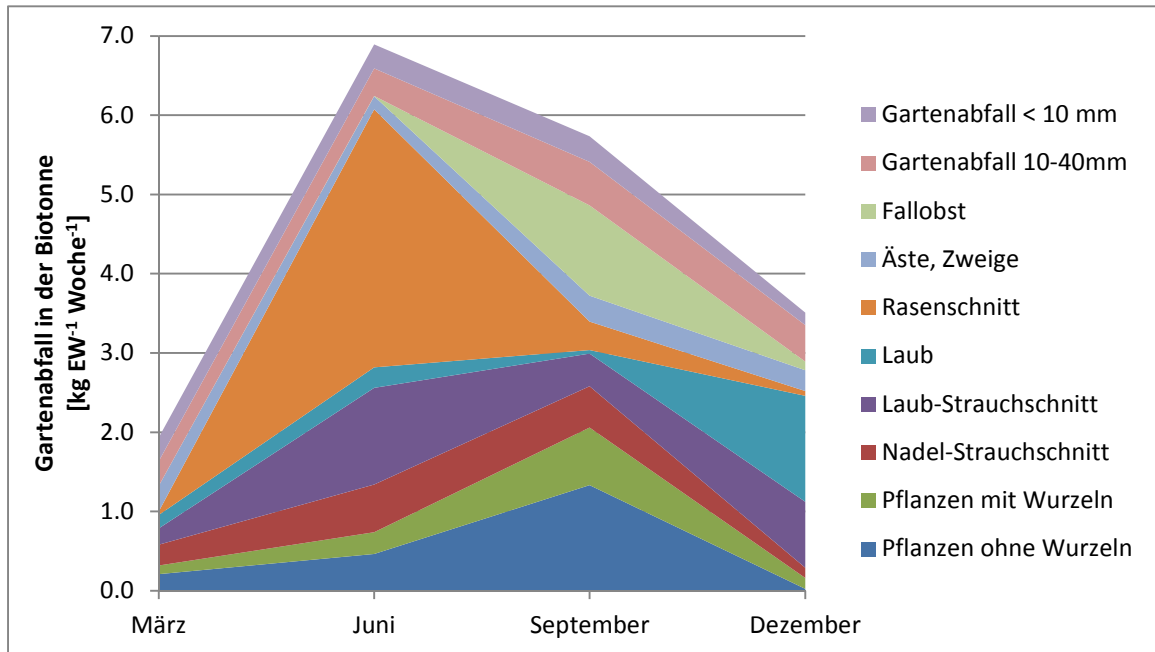


Abbildung 46: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle in der Biotonne

Im September fällt neben Pflanzenresten auch Fallobst an. Im Dezember besteht der Gartenabfall zu großen Teilen aus Laub. Im März ist die Gartenabfallmenge am geringsten und wird von keiner Fraktion dominiert.

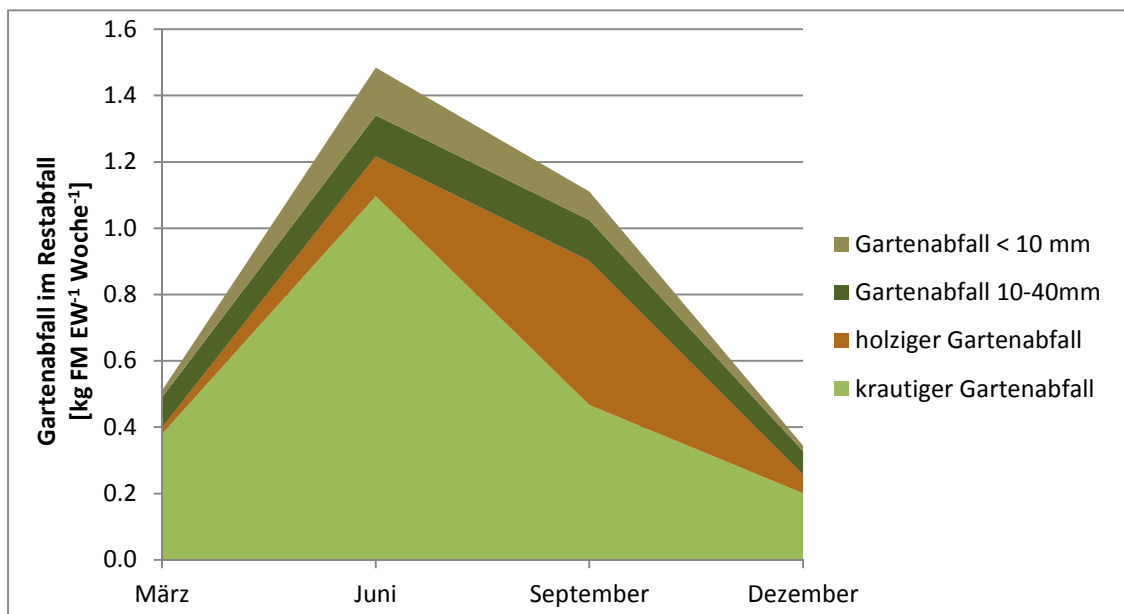


Abbildung 47: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle im Restabfall der EFH Haushalte ohne Biotonne

Bei den Gartenabfällen im Restabfall der Haushalte ohne Biotonne lässt sich ein ähnlicher Verlauf erkennen (Abbildung 47). Diese wurden jedoch mit einem geringeren Detaillierungsgrad in holzige und krautige Gartenabfälle sortiert.

Wird angenommen, dass die Zusammensetzung der krautigen Gartenabfälle im Restabfall der Zusammensetzung in der Biotonne entspricht, ergibt sich daraus für die EFHoB die in Abbildung 48 dargestellte jahreszeitliche Verteilung.

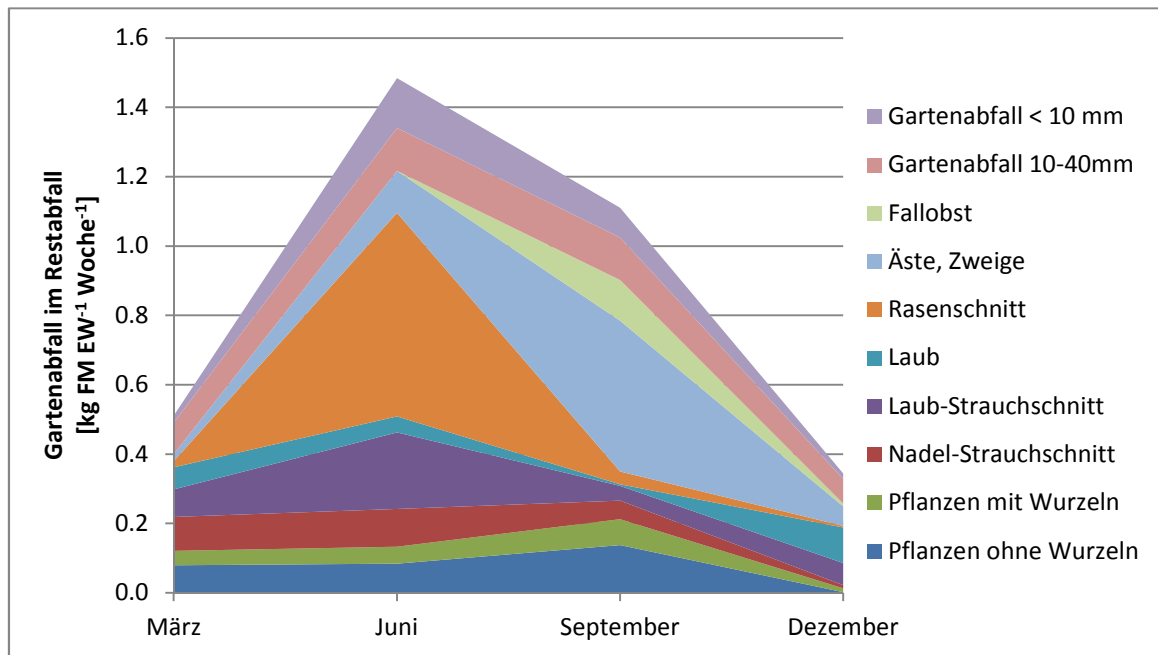


Abbildung 48: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle im Restabfall der EFH Haushalte mit Biotonne unter Annahme der gleichen Verteilung wie in der Biotonne

Werden unter dieser Annahme für die EFHmB die Mengen aus dem Restabfall mit den Mengen in der Biotonne zusammengefasst ergibt sich der in Abbildung 49 dargestellte Verlauf. Es wird deutlich, dass die Gesamtmengen der über die kommunale Abfallsammlung entsorgten Gartenabfälle bei Haushalten mit Biotonne im Durchschnitt etwa 7 mal so groß ist, wie bei den Haushalten ohne Biotonne, wobei über 85 % der in den Abfallanalysen gefundenen Gartenabfälle über die Biotonne entsorgt werden. Der Anteil der im Restabfall entsorgten Gartenabfälle ist demnach verhältnismäßig gering.

Das Ergebnis der Auswertung der Fragebögen wird bestätigt. Demnach entsorgen alle der befragten Haushalte mit Biotonne einen Großteil ihrer Gartenabfälle über die Biotonne. Die Restabfalltonne wird zusätzlich von 19 % der befragten Haushalte zu Entsorgung genutzt.

Von den Haushalten ohne Biotonne gaben 85 % an, ihre Gartenabfälle selbst zu kompostieren. 52 % geben Grünabfälle beim Recyclinghof ab, 42 % nutzen das Osterfeuer zur Entsorgung, 30 % verfeuern holziges im Kamin. Lediglich 22 % nutzen die Restabfalltonne zur Entsorgung ihrer Gartenabfälle, wobei diese in keinem Haushalt als alleiniger Entsorgungsweg verwendet wird.

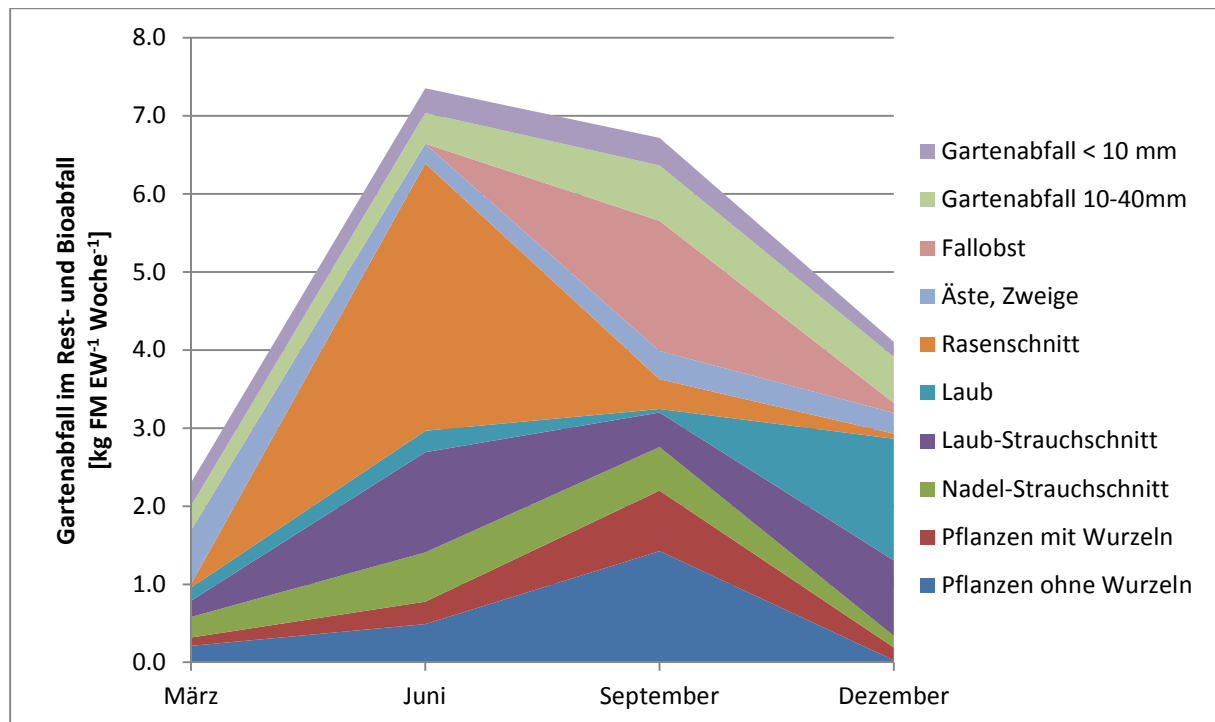


Abbildung 49: Jahreszeitlicher Verlauf der Zusammensetzung der Gartenabfälle in Rest- und Bioabfall für EFH Haushalte mit Biotonne unter Annahme der gleichen Verteilung wie in der Biotonne

Die Nutzung verschiedener Entsorgungswege zeigt, dass eine Abschätzung der Gartenabfallmengen über die Restabfalltonnen unzureichend ist. Zusammen mit den Mengen in den Biotonnen kann eine Abschätzung der erschließbaren Gartenabfallmengen erfolgen. Hierbei muss beachtet werden, dass von den Biotonnennutzern 43 % zusätzlich Eigenkompostierung von Gartenabfällen betreiben und den Recyclinghof (23 %), das Osterfeuer (19 %) sowie den Kamin (7 %) zur Entsorgung verwenden, sodass zu den über die Abfallsammlung entsorgte Gartenabfällen weitere Gartenabfallmengen hinzukommen.

Für eine flächenbezogene Ermittlung der Mengen werden die in der Abfallsortierung ermittelten Grünabfallmengen auf die jeweilige Gartenfläche der einzelnen Haushalte bezogen. In den Literaturangaben wird als Bezug für die Potenziale die bepflanzte Fläche oder die Gartenfläche angegeben, wobei die Gartenfläche nicht definiert wird. Für einen Flächenbezug der in der Abfallsortierung ermittelten Mengen bieten sich daher mehrere Optionen.

1. Die Durchschnittswerte aus den Abfallsortierungen werden auf die aus den Luftbildern ermittelte gesamte Grünfläche des Flurstücks (ohne versiegelte Flächen) bezogen.
2. Die Durchschnittswerte aus den Abfallsortierungen werden auf die aus den Daten des Liegenschaftskatasters ermittelte offiziell unbebaute Fläche bezogen (vgl. Kapitel 5.1.2).
3. Die Durchschnittswerte aus den Abfallsortierungen werden auf die aus den Luftbildern ermittelten jeweiligen bepflanzten Flächen bezogen (vgl. Kapitel 5.1.3).

Die Mengen der einzelnen Rest- und Biotonnen der EFH mit Biotonne wurden auf die jeweiligen Gartenflächen (vgl. Kapitel 5.1.2 und 5.1.3) bezogen. Die Werte für die Monate März, Juni, September und Dezember wurden linear miteinander verbunden und damit auf das Gesamtjahr hochgerechnet (Abbildung 50). Gegenüber der bereits in Abbildung 49 dargestellten einwohnerbezogenen Zusammensetzung im jahreszeitlichen Verlauf sind die Unterschiede qualitativ gering.

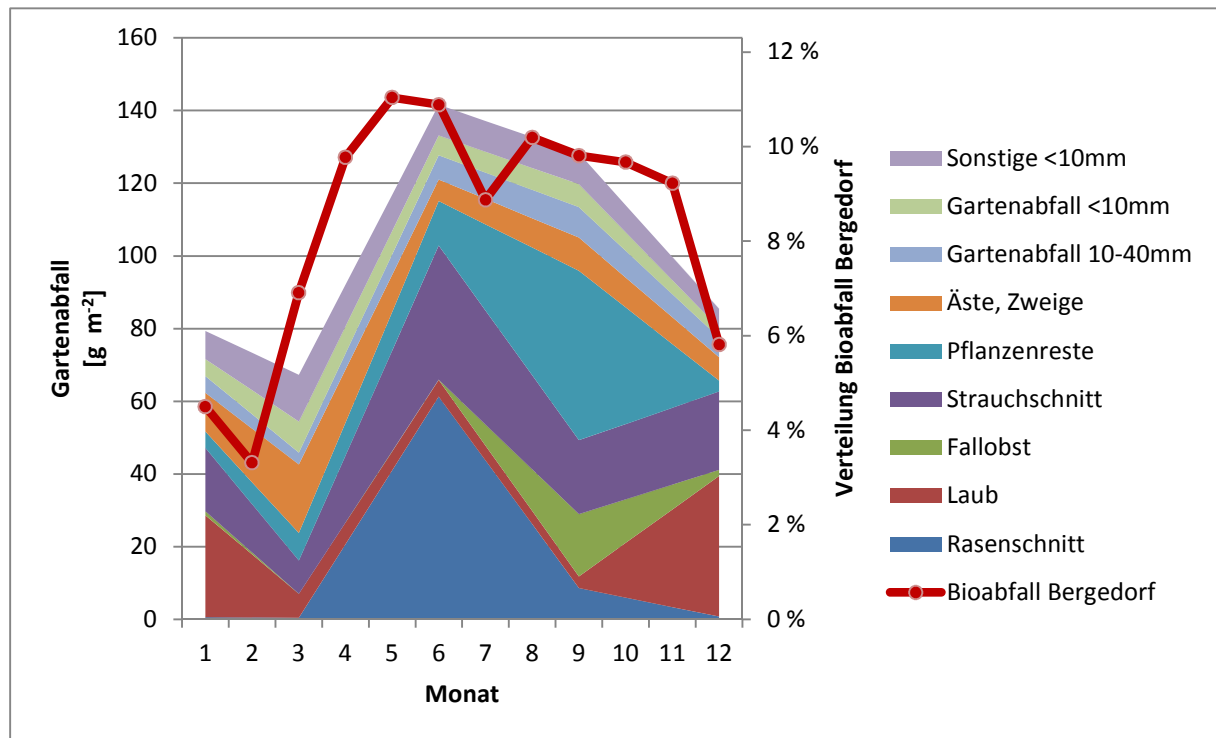


Abbildung 50: Linear hochgerechnete jahreszeitliche Mengenverteilung der Gartenabfälle im Rest- und Bioabfall der Einfamilienhäuser mit Biotonne bezogen auf die Grünfläche und Verlauf der gesammelten Bioabfälle in Bergedorf der Jahre 2005 – 2010

Die in Abbildung 50 dargestellte lineare Hochrechnung der Stichproben auf den Jahresverlauf birgt einige Unsicherheiten. Im Vergleich mit dem auf 100 % normierten (Maximalwert entspricht 100 %), durchschnittlichen Verlauf der gesammelten Bioabfallmengen der Jahre 2005 – 2010 mit den Werten der Abfallsortierungen (Abbildung 50) wird deutlich, dass im Durchschnitt im Januar und Februar geringere Mengen zu erwarten sind. Im Oktober ist ein weiteres lokales Hoch zu erwarten, welches aufgrund der Sortiertermine nicht erfasst werden konnte. Die in den Abfallsortierungen gemessenen Mengen im März fallen geringer aus. Dies ist höchstwahrscheinlich dem lang anhaltenden Winter im Frühjahr 2010 geschuldet. Wie in Abbildung 51 zu sehen ist, lagen die gesammelten Mengen im Frühjahr 2010 deutlich unter den durchschnittlichen Werten. Dies wurde bis April durch höhere Mengen kompensiert. Es wird angenommen, dass die Zusammensetzung davon unbeeinflusst bleibt. Es ist sinnvoll den Verlauf an die Entwicklung der Biotonnensammlung anzupassen. Da es sich im Jahr 2010 um eine von den klimatischen Gegebenheiten beeinflussten Ausnahmefall handeln könnte, wird der Anpassung an den durchschnittlichen Verlauf der Vorzug gegeben.

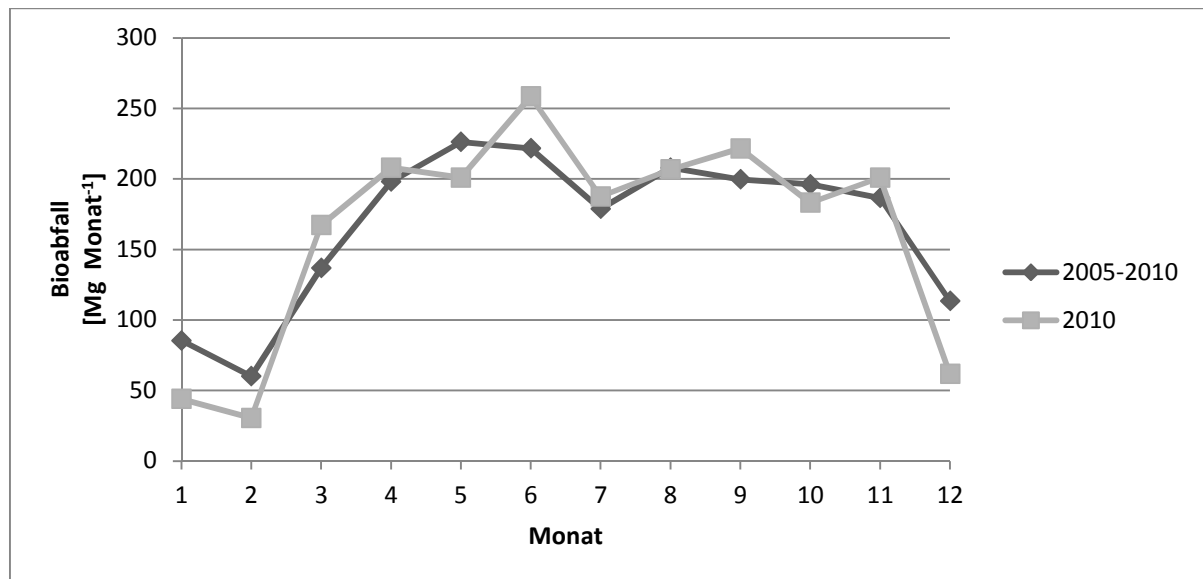


Abbildung 51: Mengen der Bioabfallsammlung im Bezirk Bergedorf im Durchschnitt 2005 - 2010 und 2010 (nach SRH (2011) einzeln nach Abzug der aus den Sortierungen ermittelten konstanten Küchenabfälle (5 % im Juni)

Hierfür wird der aus den Sortierungen ermittelte durchschnittliche Anteil der Lebensmittelabfälle ($0,25 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$) auf die Gesamtmenge im Juni ($3,99 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$) bezogen. Der über das Jahr konstant angenommene Lebensmittelabfall wurde abgezogen und der Verlauf auf 100 % normiert. Der Juni-Wert der Sortierungen wurde mit dem normierten Wert gleichgesetzt und die sich daraus ergebenden Differenzen unter Beibehaltung der Zusammensetzung ausgeglichen (Abbildung 52).

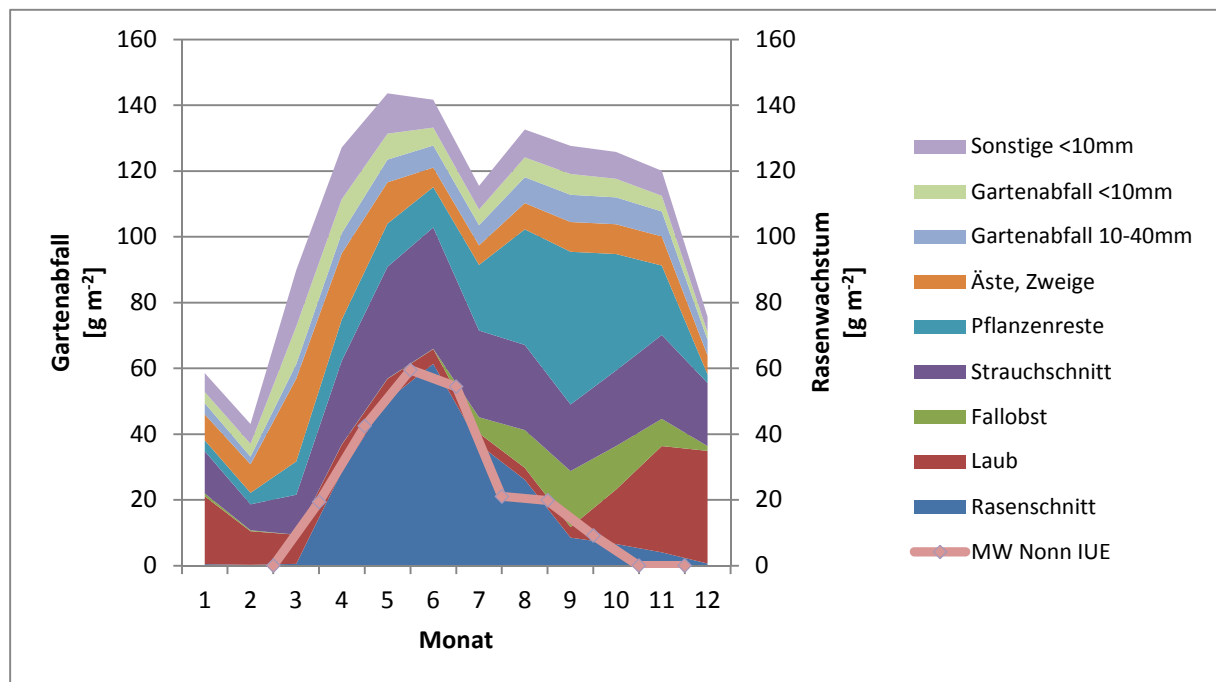


Abbildung 52: Mengen und jahreszeitliche Zusammensetzung der Gartenabfälle bezogen auf die Grünflächen und durchschnittlicher Verlauf der Rasenschnittmenge (MW Nonn IUE)

Der in Kapitel 6.6 aus den Rasenaufwuchsversuchen von Nonn et al. (2006) und eigenen Verwiegungen bestimmte, durchschnittliche Verlauf der Rasenschnittmenge bestätigt die in Abbildung 52 dargestellte Annahme. Durch das Verschieben des Juni-Maximums nach Mitte Mai wird eine sehr gute Übereinstimmung der Rasenmenge im Bioabfall und dem aus Aufwuchsversuchen bestimmten theoretischen Rasenaufwuchs erreicht.

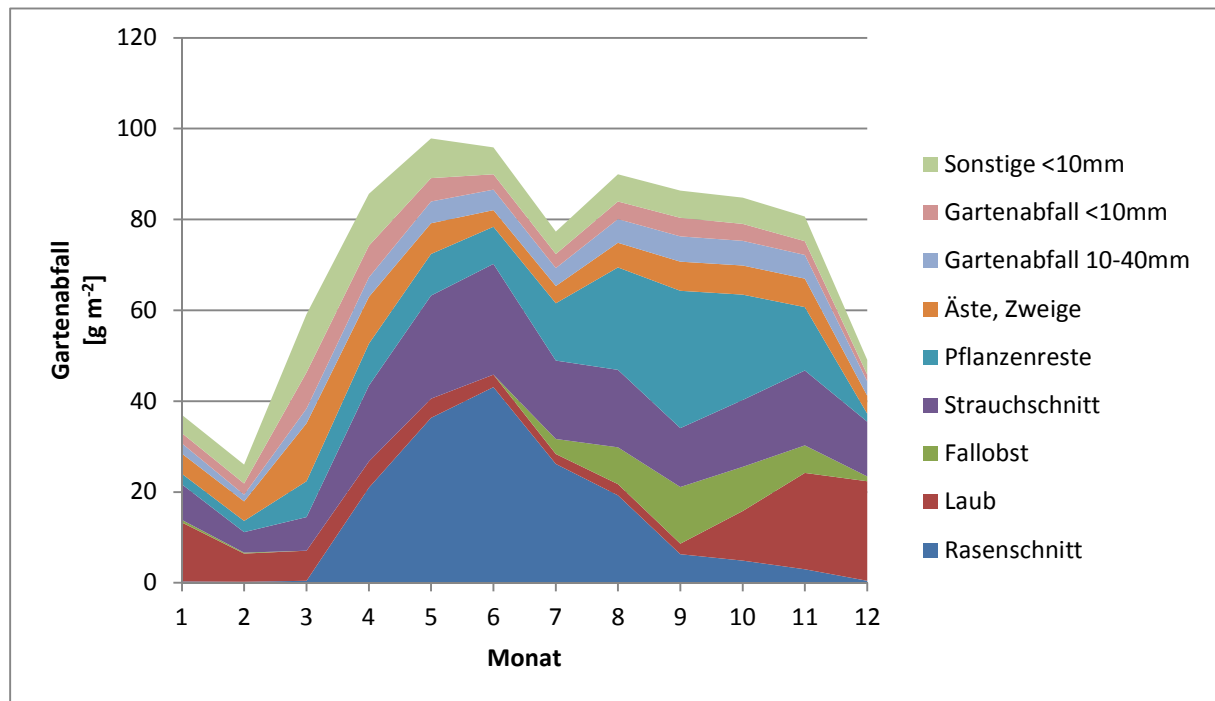


Abbildung 53: Mengen und jahreszeitliche Zusammensetzung der Gartenabfälle bezogen auf die unbebaute Fläche

Wie in Kapitel 6.6.3 beschrieben, lassen sich die Gärten nach Art der Bepflanzung unterteilen, sodass eine detailliertere Ermittlung der Gartenabfallmengen möglich wird. Dies kann insbesondere dann wichtig werden, wenn die Gartenstruktur sich aufgrund der Größe wie in Kapitel 6.6.3 beschrieben ändert, sodass die Zuordnung über unbebaute Fläche oder Grünfläche zu Verwerfungen führt. Hierfür können die durch die Sortierung ermittelten Mengen auf die einzelnen Arten der Bepflanzung wie in Tabelle 52 dargestellt bezogen werden.

Tabelle 52: Beziehung zwischen einzelnen Fraktionen des Hausmülls und der Art der Bepflanzung der Gartenflächen

Fraktionen des Hausmülls	Art der Bepflanzung
Rasenschnitt	Rasenfläche
Strauch- und Heckenschnitt	Hecken und Büsche (Bäume)
Holziges	Hecken, Büsche, Bäume
Pflanzenreste	Hecken, Büsche, Bäume, Beete
Laub	Bäume (Hecken, Büsche)
Fallobst	Obstbäume
Mittelfraktion 10 – 40 mm	Hecken, Büsche, Bäume, Beete

Rasenflächen lassen sich auf Luftbildern gut erkennen und durch Luftbildfernerkennung (Remote Sensing) ermitteln. Rasenschnitt konnte in den Abfallsortierungen zum Großteil erkannt und separat verwogen werden.

In einer manuellen Auswahl lassen sich Hecken durch ihre Form und aufgrund ihrer Funktion als Abschnitts- und Grundstückstrennung auf Luftbildern gut ermitteln. Die Unterscheidung zwischen Bäumen und Büschen ist durch die Ähnlichkeit aus der orthogonalen Perspektive fehleranfällig.

Die Unterscheidung von Baum, Hecken- und Strauchschnitt sowie den holzigen Fraktionen Äste und Zweige während der Sortierung nach ihrer Herkunft von Bäumen, Büschen oder Hecken ist nahezu unmöglich, sodass eine Zuordnung dieser Fraktionen zu der jeweiligen Bepflanzung nicht möglich ist. Pflanzenreste enthalten mehr Grün (krautige Pflanzenanteile), sind jedoch ebenfalls zum Teil den Hecken oder Büschen zuordenbar, sodass ein alleiniger Bezug auf Beete ebenfalls mit einer großen Unsicherheit verbunden wäre. Dasselbe gilt für die krautige Mittelfraktion.

Laub stammt überwiegend von Bäumen, jedoch produzieren Laubgehölze, welche als Hecken oder Sträucher im Garten Anwendung finden ebenfalls Laub, wohingegen von Nadelbäumen und -gehölzen kein Laub zu erwarten ist. Eine automatische Luftbilderkennung und eine Unterscheidung von Nadel- und Laubbäumen (vgl. Kapitel 4.2.5) kann mit sehr guten Ergebnissen durchgeführt werden, wofür jedoch spezielle Software und Expertise vonnöten ist, sodass eine Zuordnung bisher nicht erfolgen konnte. Dieser Ansatz könnte in zukünftigen Untersuchungen weiterverfolgt werden.

Fallobst stammt von Obstbäumen, welche sich bei einer manuellen Luftbilderkennung nicht von anderen Bäumen unterscheiden lassen, sodass eine genaue Zuordnung des Fallobstes ebenfalls nicht möglich ist. Auch hier bestehen Überlegungen, anhand von Laserscannerbefliegungen und der Erkennung von Aststrukturen und der Aufwuchshöhe eine Unterscheidung von Obstbäumen von anderen Baumarten vorzunehmen. Dieser Ansatz bedarf jedoch noch ausgiebiger Forschung, sodass es hierzu noch keine anwendbaren Ergebnisse gibt (Lehmann 2013).

Eine detaillierte Unterscheidung von Bäumen, Büschen, Hecken und Beeten ist mit den vorliegenden Daten nicht erreichbar. Zudem können die Anteile der einzelnen Fraktionen stark schwanken, wodurch sich sehr große Fehlerwahrscheinlichkeiten ergeben (vgl. Kapitel 6.4.6). Daher werden alle Fraktionen außer Rasenschnitt als Grünabfall ohne Rasenschnitt summiert betrachtet und auf die nach Abzug der Rasenflächen verbleibende Gartenfläche bezogen.

Analog zum Bezug auf die unbebauten und die Grünflächen ergibt sich der in Abbildung 54 dargestellte jahreszeitliche Verlauf der Bioabfälle.

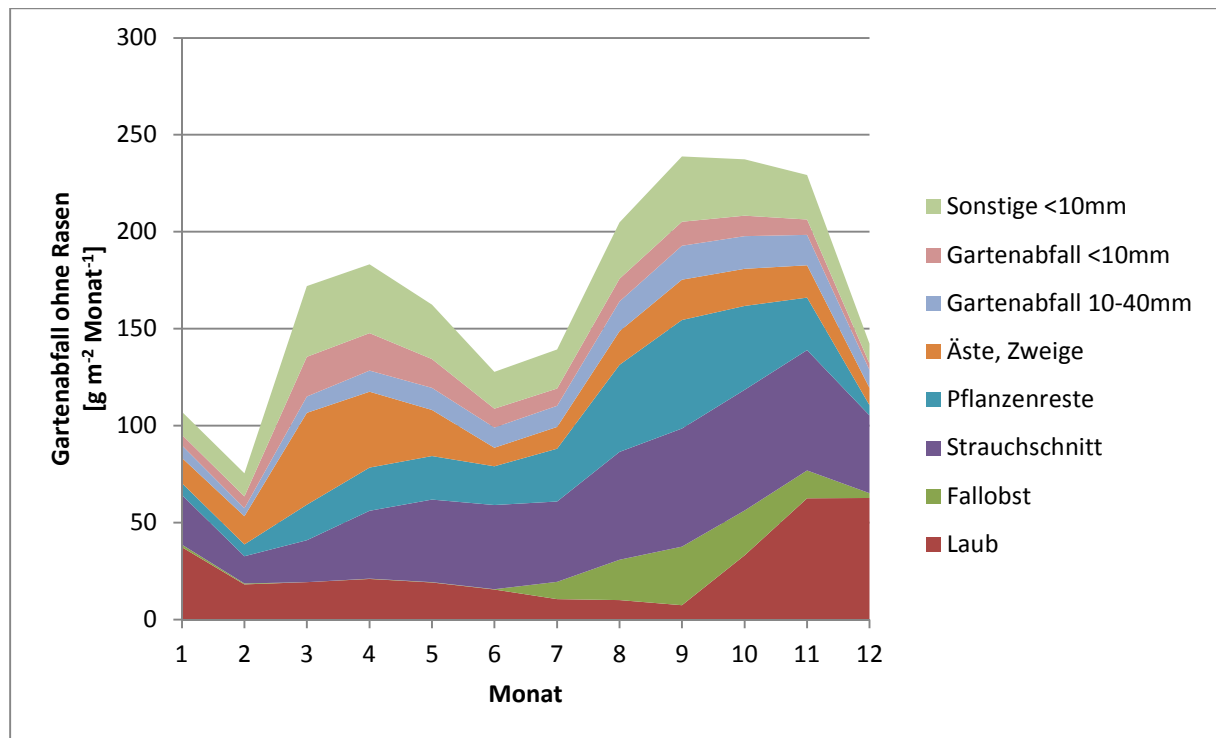


Abbildung 54: Jahreszeitlicher Verlauf der Bioabfälle außer Rasenschnitt bezogen auf die Grünflächen ohne Rasenflächen

Da der Rasenschnitt auf die Rasenfläche bezogen wird, wird der Verlauf einzeln dargestellt (Abbildung 55). Dies kann auch in Hinblick auf eine separate Erfassung und Verwertung von Rasenschnitt interessant sein. Nach Oldenburg et al. (2012) sind die Biogaserträge von Rasenschnitt mit 350 – 600 l / kg oTS so hoch, dass eine Verwertung in einer Biogasanlage sinnvoll ist. Die Biogaspotenziale von Mischgrün liegen zwischen 40 und 250 l / kg oTS (ebd.), was für eine wirtschaftliche Verwertung in einer Biogasanlage im Allgemeinen nicht ausreicht.

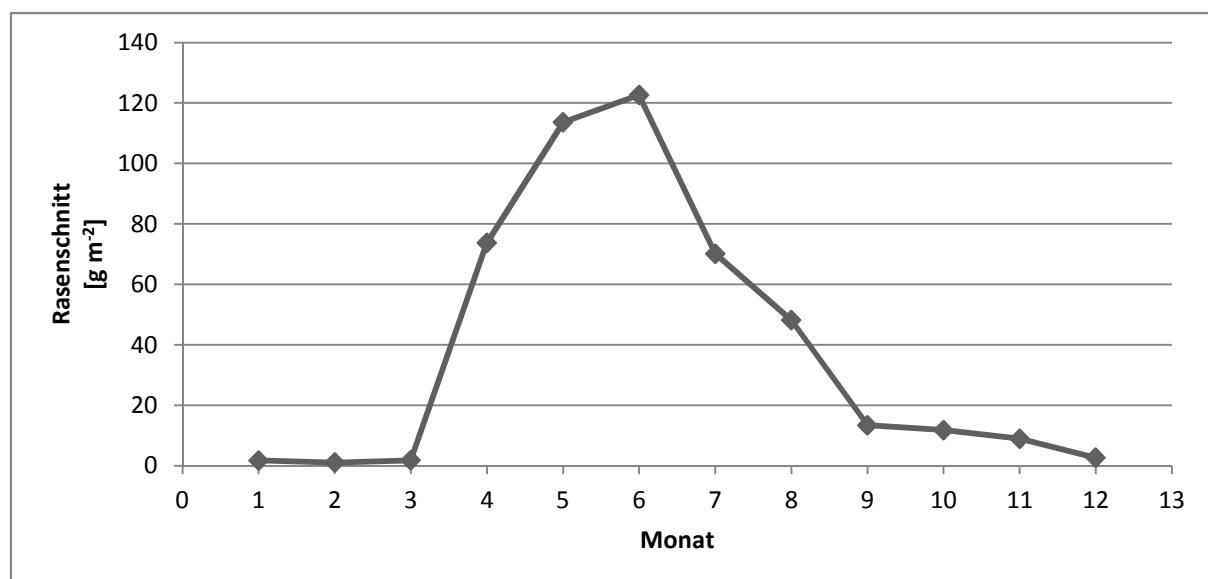


Abbildung 55: Jahreszeitlicher Verlauf der im Durchschnitt in der Biotonne gefundenen Rasenschnittmengen bezogen auf die jeweilige Rasenfläche

Daraus ergibt sich ein über Abfalleinsammlung erschließbares Grünabfallpotenzial von $1.301 \text{ g FM a}^{-1} \text{ je m}^2$ bewachsener Gartenfläche oder $870 \text{ g FM a}^{-1} \text{ je m}^2$ unbebauter Fläche sowie $2.020 \text{ g FM a}^{-1} \text{ je m}^2$ Grünfläche ohne Rasen und $484 \text{ g FM a}^{-1} \text{ je m}^2$ Rasenfläche. Die Zusammensetzung ist in Tabelle 53 dargestellt.

Tabelle 53: Jährliche Mengen über die Biotonne erschließbare Gartenabfälle

	Rasen	Laub	Fallobst	Strauch- schnitt	Pflanzen- reste	Äste, Zweige	10-40 mm	<10 org.	<10 sonst	gesamt
g je m ² Grünfläche	224	152	58	269	216	127	72	72	110	1.301
g je m ² unbebau- ter Fläche	161	99	42	174	144	75	49	48	78	870
g je m ² Grünflä- che ohne Rasen		317	102	505	299	241	137	131	288	2.020
g je m ² Rasen	484									484

Die in der Sortierung ermittelte durchschnittliche, jährliche Rasenschnittmenge von $484 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ befindet sich am unteren Ende der in der Literatur angegebenen Spanne von $400 - 2.750 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Es ist wahrscheinlich, dass die Höchstwerte der durch optimale Düngung erreichten Aufwuchsversuche von durchschnittlichen Rasenflächen in Privathaushalten nicht erreicht werden. Dies zeigt auch die eigene Stichprobennahme in einem Privatgarten, in der $593 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ gemessen wurden (Kapitel 5.4).

Auffällig in den Daten der Sortierung ist, dass nicht alle im Juni untersuchten Bioabfalltonnen Rasenschnitt enthielten (50 %), jedoch alle Grundstücke Rasenflächen enthalten. Bei den Probenahmen für die Sortierung handelt es sich um Stichproben. Aus den Befragungen geht hervor, dass Grünabfälle auch durch Eigenkompostierung und auf dem Recyclinghof entsorgt werden. Es besteht die Möglichkeit, dass bei den Stichprobenahmen nicht die gesamte Rasenschnittmenge erfasst wird und der in der Biotonne gefundene Rasenschnitt nicht dem maximalen Potenzial entspricht. Es wird daher nachfolgend eine gesonderte Auswertung der Rasenschnittmengen unter Ausschluss der Grundstücke ohne oder mit sehr wenig Rasenschnitt in der Biotonne durchgeführt (Kapitel 6.6.4).

Während Rasen in der Regel in der Wachstumsperiode regelmäßig gemäht wird, fällt Hecken- und Baumschnitt ein- bis zweimal im Jahr während der Pflegemaßnahmen an. Die in den Biotonnen gefundenen Mengen sind daher schwer zuzuordnen. Ebenfalls ist der Zeitrahmen, in dem der Hecken- und Baumschnitt entsorgt wird, unklar, da die vorhandene Biotonnenkapazität ggf. nicht ausreichend ist, um die Gesamtmenge zu beinhalten. Durch den kurzzeitigen, diskontinuierlichen Anfall von Baum- und Strauchschnitt wird eine Hochrechnung erschwert. Aufgrund der großen Variationskoeffizienten werden durch weitere Berechnungen und Annahmen keine genaueren Ergebnisse erwartet werden.

Für eine Einordnung der in der Literatur angegebenen Werte für holziges Material werden dennoch die im Abfall gefundenen holzigen Abfallmengen auf die Flächen der Büsche, Bäume und Hecken bezogen. Da in der Literatur nicht angegeben ist, welche Fraktionen die holzige Fraktion beinhaltet, werden zum Vergleich die als komplett holzig klassifizierten Fraktionen (Äste, Zweige und Stammholz ohne Grün) sowie zusätzlich Strauchschnitt betrachtet. Die Mengen damit ergeben sich die Mengen von $294 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ für die komplett holzige Fraktionen und $590 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ wenn der Strauchschnitt miteinbezogen wird.

6.6.3 Gartenstrukturen

Die Aufwuchsleistung der einzelnen Flächen ist durch den Bewuchs geprägt unterschiedlich. Ebenso sind die Anteile der Gartenabfälle für bestimmte Verwertungsverfahren verschieden gut geeignet. Für die Ermittlung der jeweiligen Bioressourcen ist daher die Aufteilung der Gartenflächen (Gartenstruktur) ausschlaggebend. Gärten setzen sich im Allgemeinen aus Rasenflächen, Büschen und Hecken, Bäumen, Beeten, Teichen und versiegelten Flächen zusammen. Oftmals befinden sich zusätzlich noch Gartenhäuschen oder ein Swimmingpool auf dem Grundstück, welche im Liegenschaftskataster nicht erfasst wurden.

Zur Ermittlung der Gartenstrukturen eignen sich Befragungen, Ausmessen vor Ort sowie die Auswertung von Luft- und Satellitenbildern. Befragungen, wie sie durch die Fragebögen bei den Haushalten und auf dem Recyclinghof durchgeführt wurden, liefern keine quantitativen Aussagen, da die genauen Flächen der einzelnen Flächennutzungen den Gartenbesitzern im Normalfall nicht bekannt sind. Hierzu müssten die Befragten vor Ort ihre Gärten vermessen. Eine Vermessung würde zu sehr genauen Werten führen, ist aber sehr aufwändig und daher im Rahmen einer Parameterbestimmung nicht durchführbar.

Bei den Befragungen konnten die Teilnehmer die einzelnen Anteile mit Werten von 1 (hauptsächlich) bis 6 (kaum) angeben. Daraus wurden die in Abbildung 56 dargestellten Zusammensetzungen errechnet, wobei die Teichanteile von 0,4 % den Flächen ohne Bewuchs zugerechnet wurden.

Für eine Biomassestudie für Hamburg (projects energy 2009) wurde eine Luftbilddauswertung für Einfamilienhaus- und Mehrfamilienhausbebauung durchgeführt, wobei nicht genau beschrieben ist, wie die Daten ermittelt wurden.

In der eigenen Bestimmung der Gartenstrukturen wurden Luftbilddaufnahmen von 59 Grundstücken von EFH, DH und RH ausgewertet. Zusätzlich wurden die Grundstücke der Haushalte bei denen die Abfallsortierung durchgeführt wurden, analysiert (vgl. Kapitel 5.1.3). Der prozentuale Anteil $\alpha_{Nutzung}$ errechnet sich aus der für die jeweilige Flächennutzung ermittelte Fläche $A_{Nutzung}$ geteilt durch die Gesamtfläche (Gleichung 6.5).

$$\alpha_{Nutzung} = \frac{A_{Nutzung}}{A_{Rasen} + A_{Busch/Bäume} + A_{Beet} + A_{ohneBewuchs} + A_{sonstige}} \quad 6.5$$

Die aus den unterschiedlichen Methoden ermittelten Gartenzusammensetzungen sind in Abbildung 56 dargestellt.

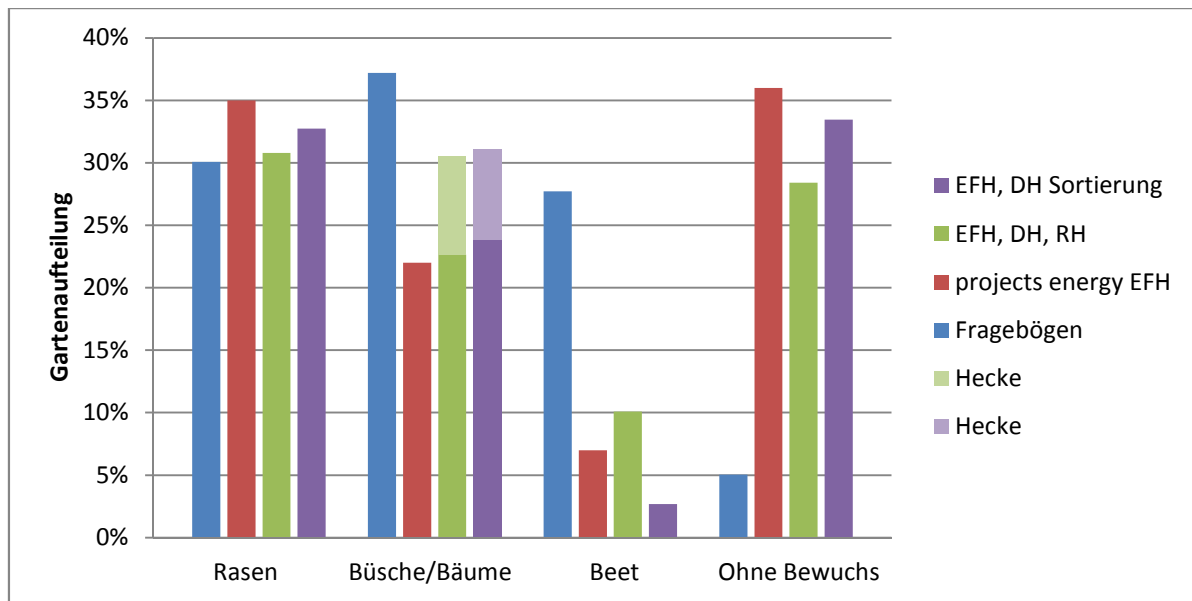


Abbildung 56: Gartenaufteilung aus projects energy (2009), Auswertung von Fragebögen und eigener Luftbildauswertung

Die Flächenanteile für Rasen sind in allen Analysen ähnlich im Bereich zwischen 30 und 35 %. Die Fläche von Büschen und Bäumen nimmt im Durchschnitt etwa 30 % ein, wobei die Fragebögen mit 37,2 % und die Luftbildauswertung der Biomassestudie mit 22 % deutlich davon abweichen. Da nicht genau bekannt ist, wie die Flächen von projects energy (2009) ausgewertet wurden, könnte der geringe Anteil der Büsche und Bäume daran liegen, dass die das Grundstück umfassenden Hecken nicht mit ausgewertet wurden, wodurch sich die Größe der Flächen ohne Bewuchs erhöht. Ähnlich verhält es sich mit den Werten aus den Fragebögen. Die eigenen Luftbildauswertungen beziehen die gesamte unbebaute Fläche inklusive der Auffahrt, Vorgärten und ggf. Parkplätze sowie Gartenlauben und Wege ein. Die Abschätzungen der Haushalte beziehen sich wahrscheinlich nur auf die meistens hinter dem Haus liegende Gartenfläche, sodass von den Haushalten die außerhalb dieses Bereichs liegenden versiegelten Flächen fehlen, wodurch sich der geringe Anteil erklären ließe.

Unter diesen Rahmenbedingungen sind die jeweils ermittelten Gartenstrukturen sehr ähnlich und könnten für eine flächenbezogene Mengenermittlung herangezogen werden.

Um die Gartenstrukturen eines Gebiets zu ermitteln, können die Luftbilder von nach einem Stichprobenplan zufällig ausgewählten Gärten hinsichtlich ihrer Zusammensetzung analysiert werden. Die Zusammensetzung der einzelnen Gärten schwankt beträchtlich. Zur Bestimmung des notwendigen Stichprobenumfangs ist der Variationskoeffizient (Gleichung 5.10, Kapitel 5.2.2) bei einer großen Grundgesamtheit N der ausschlaggebende Parameter. Für die einzelnen Flächentypen wurde aus den eigenen Luftbildauswertungen der jeweilige Variationskoeffizient berechnet. Über diesen lässt sich nach Gleichung 5.8 (Kapitel 5.2.2) der notwendige Stichprobenumfang für die 12.765 Flurstücke im Bezirk Bergedorf ermitteln (Tabelle 54). Für größere Gebiete erhöht sich der maximale notwendige Stichprobenumfang nur gering. Werden die Flächen der Büsche und Bäume mit denen der Hecken zusammengefasst, wird der Stichprobenumfang deutlich verringert. Um die durchschnittlichen Gartenstrukturen eines

Gebiets mit einer maximalen relativen Zufallsabweichung von 10 % zu ermitteln, müssen etwa 570 Flurstücke ausgewertet werden, was maßgeblich von dem Anteil der Beete bestimmt wird. Für die einzelne Bestimmung der Anteile von Büschen und Bäumen wären ca. 190, für Hecken ca. 230 Flurstücke auszuwerten. Werden Beete, Büsche, Bäume und Hecken zusammengefasst, können sie zusammen mit den Rasenanteilen erhoben werden, da der notwendige Stichprobenumfang hierfür mit 57 deutlich unter denen der Rasenanteile (76) liegt.

Tabelle 54: Berechnung des notwendigen Stichprobenumfangs für die einzelnen Gartenanteile bei einer maximalen relativen Zufallsabweichung von 10 %

	Rasen	Büsche/ Bäume	Hecke	Beet	ohne Bewuchs	Büsche/ Bäume/ Hecke	Grün au- ßer Rasen
Standardabweichung	14 %	17 %	6 %	10 %	14 %	15 %	15 %
Anteil (Mittelwert)	31 %	23 %	8 %	8 %	29 %	31 %	40 %
Variationskoeffizient	44 %	71 %	78 %	122 %	47 %	48 %	38 %
Anzahl Flurstücke	12.765	12.765	12.765	12.765	12.765	12.765	12.765
Stichprobenumfang	75	189	227	545	83	90	57
Max. Stichprobenum- fang	76	192	231	569	84	90	57

In einer vergleichenden Auswertung der Flächenzusammensetzung in Abhängigkeit der Grundstücksgrößen der eigenen Analysen zeigt sich, dass tendenziell mit zunehmender Gartengröße die Anteile von Hecken, Beeten und Flächen ohne Bewuchs zurückgehen, wohingegen der Anteil von Rasenflächen, Büschen und Bäumen steigt (Abbildung 56).

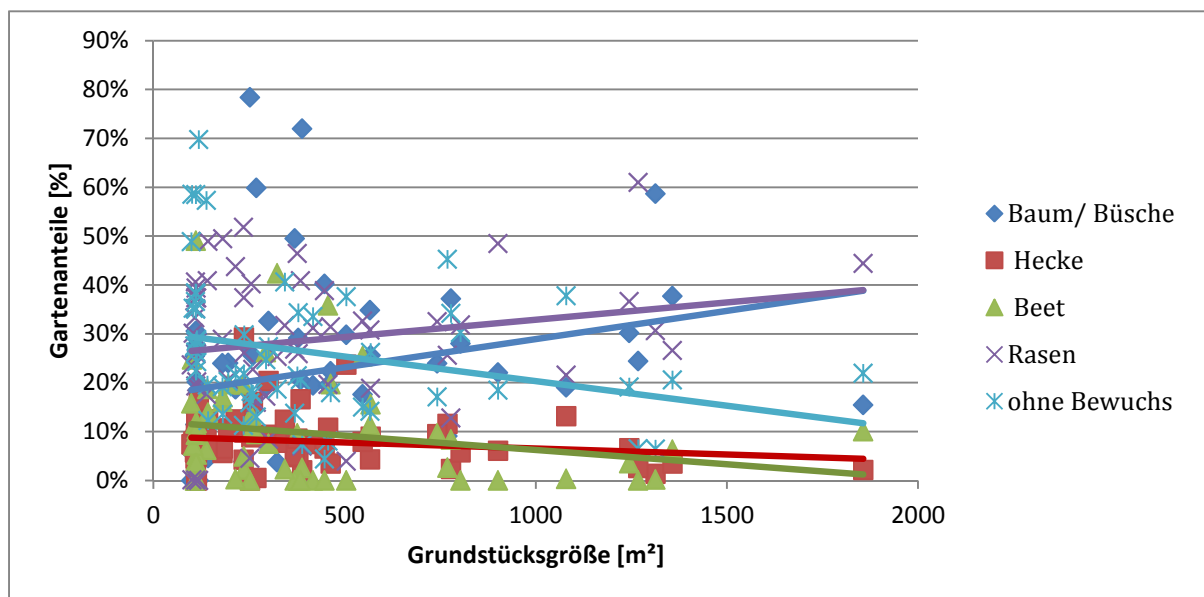


Abbildung 57: Vegetationsanteile von EFH Gärten in Abhängigkeit der Grundstücksgröße

Für eine statistisch gesicherte Bestimmung der Gartenstrukturen könnte daher eine Schichtung in Abhängigkeit der Gartengrößen sinnvoll sein, da vor allem von den großen Grundstücken deutlich größere Mengen zu erwarten sind und sich ein Fehler bei den Gartenanteilen damit stärker auf die Gesamtmenge auswirkt.

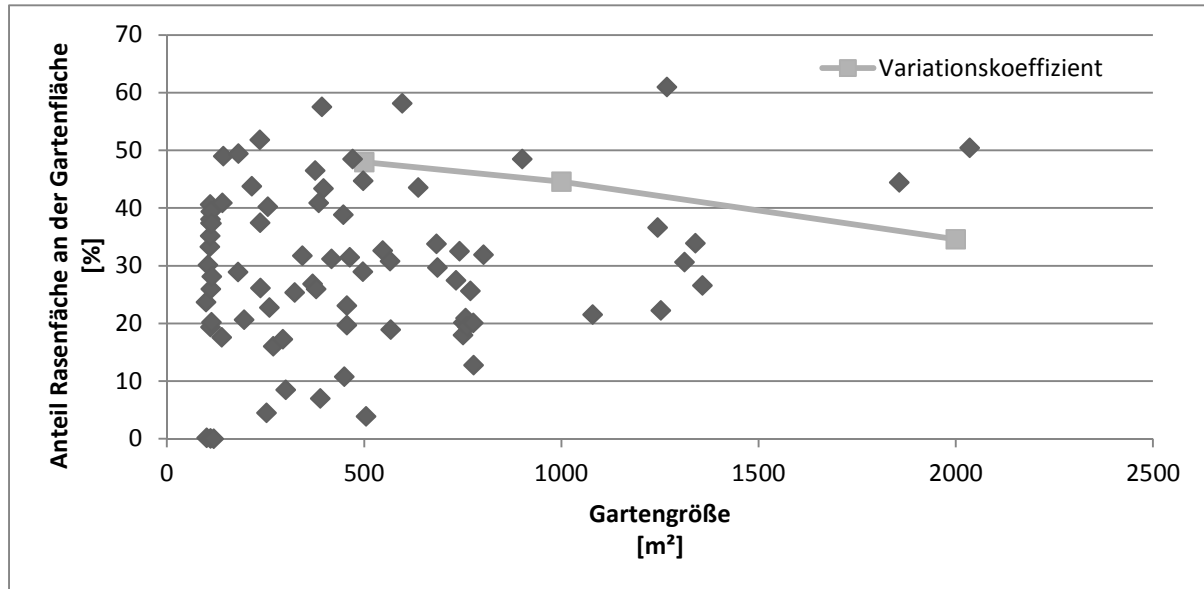


Abbildung 58: Anteil der Rasenflächen an der Gesamtgartenfläche aus der manuellen Luftbildauswertung

Am Beispiel der Rasenfläche (Abbildung 58) lässt sich veranschaulichen, dass der Variationskoeffizient insbesondere im Bereich der Grundstücksgrößen von 0 – 500 m² mit 47 % größer ist, als bei Grundstücken größer 500 m², bei denen der Variationskoeffizient bis auf 35 % absinkt (für Gärten von 1.000 – 2.000 m²).

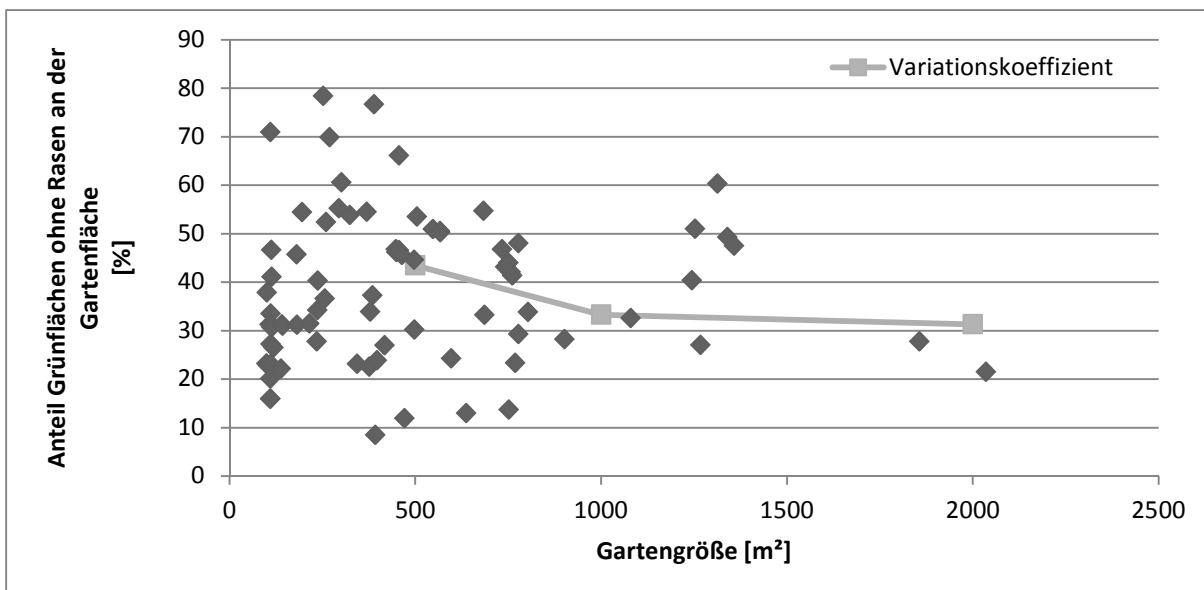


Abbildung 59: Anteil der Grünflächen ohne Rasen an der Gesamtfläche aus manueller Luftbildauswertung

Hierbei ist zu beachten, dass mit 28 Stichproben deutlich weniger Stichproben vorliegen als für die Grundstücke $< 500 \text{ m}^2$ (52) und damit die tatsächliche relative maximale Zufallsabweichung in den vorliegenden Untersuchungen höher ist.

Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei den Grünflächen ohne Rasen (Abbildung 59), bei denen sich der Variationskoeffizient für die Gartenflächen $> 500 \text{ m}^2$ gegenüber kleineren Gärten von 43 % auf 31 % reduziert.

Dies könnte zu geringeren Variationskoeffizienten für die jeweiligen Schichten führen und damit die Anzahl der notwendigen Stichproben verringern. Für eine statistisch gesicherte Aussage sind weitere Untersuchungen, vor allem von größeren Grundstücken erforderlich. Für den Transfer in ein anderes Gebiet sollte daher zunächst eine Auswertung der Grundstücksgrößen durchgeführt werden. Bei einem großen Anteil von großen Grundstücken $> 1000 \text{ m}^2$ sollten diese gesondert betrachtet werden und eine Überprüfung des notwendigen Stichprobenumfangs erfolgen.

6.6.4 Rasenschnittmengen unter Ausschluss der Behälter ohne Rasenschnitt

Durch Bestimmung einer zu erwartenden Mindestmenge sollen diejenigen Ergebnisse ausgeschlossen werden, welche wahrscheinlich nicht die vollständige Rasenschnittmenge widerspiegeln. Daher wurden die in den Abfallsortierungen ermittelten Rasenschnittmengen, welche unterhalb der von Hardt & Schulz (1995 zit. nach Bocksch 1998) ermittelten Menge von $400 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegen, ausgenommen und nur die darüber liegenden Mengen betrachtet und auf die aus den Luftbildanalysen identifizierte Rasenflächen bezogen. Dabei wird angenommen, dass es sich bei dem 2-wöchigen Leerungsintervall um die in 2 Wochen entstandene Rasenschnittmenge handelt (Variante 1). Zusätzlich wird der Fall betrachtet, dass es sich teilweise um die Rasenschnittmengen von einer Woche handelt. Daher wird für die unter der Mindestmenge von $400 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegenden Werte angenommen, dass es sich um Wochenmengen handelt, sofern sie in diesem Fall die Mindestmenge erreichen (Variante 2).

Zur Ermittlung des theoretischen Maximums wird angenommen, dass es sich durchgängig um wöchentliche Mengen handelt. Für Werte, welche das von Nonn et al. (2006) angegeben Maximum von $2.754 \text{ g FM m}^{-2}$ überschreiten, wurde jedoch die Verteilung der Rasenschnittmengen auf zwei Wochen beibehalten (Variante 3).

Die Rasenschnittverlaufskurve (vgl. Kapitel 6.6) stimmt sehr gut mit den Sortierungsergebnissen überein. Es werden daher die Juni-Werte verwendet und als Maximum in die Rasenschnittverlaufskurve eingesetzt. In Abbildung 60 sind die Gärten, welche die Kriterien aus den Varianten 1 – 3 einhalten, dargestellt.

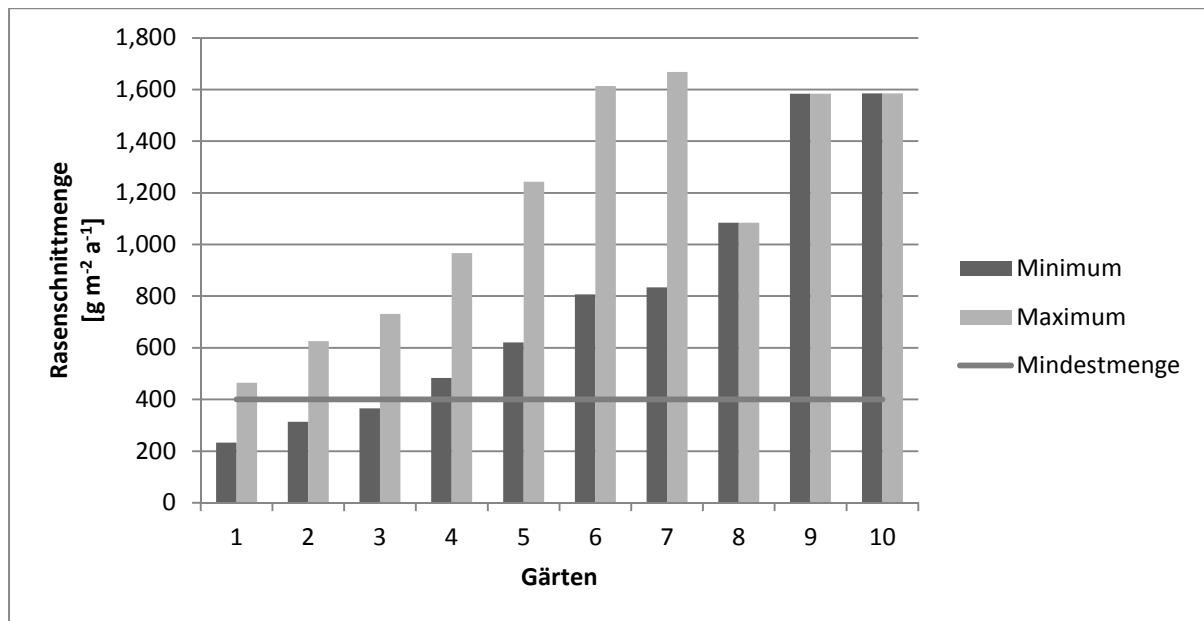


Abbildung 60: Zur Bestimmung des Rasenertrags verwendete Haushalte (Gärten) und deren minimaler und maximaler Ertrag für die Varianten 1 – 3

Variante 2 ergibt mit $882 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ die geringste Menge. In Variante 1, bei der die Gärten 1, 2 und 3 nicht berücksichtigt werden, da sie die Mindestmenge nicht erreichen, werden $1.000 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Die Maximumvariante 3 liefert mit $1.157 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ die größte Menge (Tabelle 55). Alle 3 Werte liegen mit Abweichungen von 13 – 14 % relativ dicht beieinander, sodass für weitere Berechnungen von dem Mittelwert von $1.013 \text{ Mg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ausgegangen wird.

Tabelle 55: Technisches Potenzial der Rasenschnittmengen für die Varianten 1 – 3 unter Verwendung der Durchschnittswerte von Nonn et al. (2006) und eigenen Untersuchungen

Rasenschnittmenge [g FM m ⁻² ·a ⁻¹]	Variante 1	Variante 2	Variante 3
mit Nonn et al. 2006 / IUE	1.000	882	1.157

Für Kleingärten können die ermittelten technischen Potenziale verwendet werden, da diese im Prinzip wie Privatgärten eingestuft werden. Ebenso können die technischen Potenziale von Mehrfamilienhäusern und weitere Flächen z.B. von öffentlichen Gebäuden damit näherungsweise berechnet werden. Da angenommen werden kann, dass aufgrund der Kosten keine intensive Pflege stattfindet und langsam wachsende strapazierfähige Rasenmischungen bevorzugt werden, kann hierfür der Minimumwert von $882 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ verwendet werden. Zusätzlich werden die Rasenflächen von Mehrfamilienhäusern und von öffentlichen Gebäuden aus Kostengründen oftmals gemulcht, sodass das erschließbare Potenzial des Rasenschnitts sehr gering ausfallen kann.

6.6.5 Verifikation der Daten

Als Vergleichswerte stehen die über die Biotonne eingesammelten Bioabfallmengen zur Verfügung. Detailliertere Daten, mit denen sich Einzelfraktionen verifizieren lassen könnten, existieren nicht. Die ermittelten Daten beziehen sich auf die Gärten von Einfamilien-, Doppel- und Reihenhäusern. Die eingesammelten Bioabfallmengen beinhalten auch die von Mehrfamilienhäusern stammenden Bioabfälle, sodass diese für einen Vergleich abgeschätzt und von der Gesamtmenge abgezogen werden müssen. Die Auswertung der GIS-Daten der im Oktober 2009 bereit gestellten Bioabfallbehälter erlaubt die Zuordnung zu den einzelnen Gebäuden (siehe Kapitel 5.1.1). Über die Behältervolumen und die Leerungsintervalle lassen sich die in Tabelle 56 dargestellten bereit gestellten Volumen ermitteln. 22,4 % der Bioabfallmenge werden den Mehrfamilienhäusern zugeordnet.

Tabelle 56: Gesamtsumme der Volumina der im Oktober 2009 bereit gestellten Biotonnen für Bebauungsstruktur 1-4 und MFH

bereit gestelltes Volumen	1 – 4	MFH	Gesamt
[l]	224.810	65.050	305.015
[%]	73,7 %	22,4 %	100,0 %

Von den von Juli 2009 bis Juni 2010 eingesammelten 2.035 Mg Bioabfall werden daher 456 Mg (22,4 %) abgezogen. Zusätzlich sind in dem Bioabfall auch Lebensmittelabfälle enthalten, welche ebenfalls abgeschätzt und abgezogen werden müssen.

In den sortierten Biotonnen der EFH und DH wurden im Durchschnitt 0,25 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ Lebensmittelabfall festgestellt. In Bezug auf die Bioabfallmenge im Juni von 3,99 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ ergibt dies einen Anteil von 6,3 %. Nach Abzug des Anteils der Mehrfamilienhäuser verbleiben im Juni 209,6 Mg FM Bioabfall, sodass weitere 13,1 Mg FM Monat⁻¹ abgezogen werden. Letztendlich kann mit etwa 1.422 Mg FM a⁻¹ Gartenabfall gerechnet werden. Wird dieser durch die in Kapitel 5.1.2 ermittelte unbebaute Fläche der Flurstücke mit Biotonne geteilt, ergibt sich eine Menge von 891 g FM m⁻² a⁻¹. Der in den Abfallsortierungen ermittelte Wert von 870 g FM m⁻² a⁻¹ liegt somit unter Betracht der in Kapitel 5.2.2 ermittelten relativen maximalen Zufallsabweichung von ca. 14 % und der getroffenen Annahmen innerhalb des Erwartungswerts und stellt eine realistische Abschätzung dar. Auf die unbebaute Gesamtfläche aller EFH, DH und RH hochgerechnet ergibt sich für den Bezirk Bergedorf ein Potenzial von 8.987 Mg FM Bioabfall pro Jahr (Tabelle 57).

Tabelle 57: Berechnete Gartenabfallmenge von EFH, DH und RH je unbebauter Fläche

Flurstücke mit EFH, DH und RH	Anteil Anzahl der Flurstücke	unbebaute Fläche		Gartenabfall	
		m²	Anteil	Mg a⁻¹	g m⁻² a⁻¹
Mit Biotonne	33 %	1.595.701	15 %	1.349	891
Hochrechnung unbebaute Fläche	67 %	9.039.393	85 %	7.638	891
	100 %	10.635.094	100 %	8.987	891

6.6.6 Mengen der durch Eigenkompostierung entsorgten Gartenabfälle

33 % aller Flurstücke von Privathaushalten in Bergedorf waren 2009 an die Biotonnensammlung angeschlossen. Eine lineare Hochrechnung der über die Biotonne entsorgten Gartenabfällen auf die Gesamtanzahl der Flurstücke mit Einfamilien-, Doppel- und Reihenhäusern zeigt, dass allein die Anzahl der Flurstücke nicht ausreichend ist und der Bezug auf die vorhandene unbebaute Fläche deutlich größere Gartenabfallmengen ergibt.

Dies liegt daran, dass die Flächen der Flurstücke ohne Biotonne mit durchschnittlich 1.084 m² deutlich größer sind, als die Flurstücke mit Biotonne (568 m²), was auch an den Flächenanteilen im Vergleich zu der Anzahl deutlich wird (Tabelle 57).

Die Auswertung der Befragungen auf dem Recyclinghof zeigt, dass von den 155 befragten Personen 56 (36 %) den Recyclinghof zusätzlich zur Biotonne nutzen. Für die Abschätzung der eigenkompostierten Mengen wird daher davon ausgegangen, dass 36 % der auf dem Recyclinghof abgegebenen Grünabfälle den EFH mit Biotonne zuzuordnen sind.

Insgesamt werden im Durchschnitt ca. 420 Mg FM Grünabfall pro Jahr auf dem Recyclinghof entsorgt, womit ca. 151 Mg FM a⁻¹ den Haushalten mit Biotonne zuzuordnen sind.

Dies entspricht etwa 11,2 % der ermittelten Gartenabfallmengen der Biotonnennutzer (vgl. Kapitel 6.6.5), welche zusätzlich zu dem erschließbaren Potenzial gerechnet wird. Da über die Zusammensetzung des Grünabfalls auf dem Recyclinghof keine Daten verfügbar sind, wird angenommen, dass diese sich ähnlich zusammensetzen, wie in der Biotonne. Es ist jedoch möglich, dass auf dem Recyclinghof Material angeliefert wird, welches nicht in eine Biotonne passt. Bei einer eintägigen Sortierung auf dem Recyclinghof im Juni 2009, welche jedoch nicht als repräsentativ angenommen werden kann, wurden z.B. 35 % Wurzelstubben angeliefert, sodass der holzige Anteil etwas größer sein kann.

Ein Siebtel (vgl. Kapitel 6.4.1) des Grünabfalls wird über die Restabfalltonne entsorgt. Von den für den Bezirk Bergedorf berechneten Gartenabfallpotenzialen von Haushalten ohne Biotonne in Höhe von 7.638 Mg a⁻¹ (Kapitel 6.6.5) verbleiben somit 6.547 Mg a⁻¹ welche auf anderen Wegen entsorgt werden. Die Menge der auf dem Bergedorfer Recyclinghof gesammelten Grünabfälle ist damit vergleichsweise gering, sodass auf den größeren Gartenflächen wie in Kapitel 6.3 beschrieben, wahrscheinlich mehr Eigenkompostierung betrieben wird oder andere Entsorgungswege (Verbrennen, Mitnahme durch beauftragte Firmen) in Anspruch genommen werden. Eine Mengenabschätzung der Grünabfälle von Haushalten ohne Biotonne auf Basis der auf dem Recyclinghof angelieferten Grünabfallmengen ist daher nicht möglich.

Alle befragten Haushalte mit Biotonne entsorgen ihre Gartenabfälle in der Biotonne. 25,5 % der Haushalte mit Biotonne verwenden für ihre Gartenabfälle ausschließlich die Biotonne. Zusätzliche Mengen werden von weiteren 19,1 % komplett selbst kompostiert und zusätzlich (4,3 %) oder ausschließlich (2,11 %) über den Restabfall entsorgt. Weitere 25,5 % nutzen neben der Eigenkompostierung den Recyclinghof, das Osterfeuer und die Restabfalltonne.

Insgesamt betreiben 48,9 % Eigenkompostierung und 29,8 % nutzen den Recyclinghof (vgl. Kapitel 6.3). Eine genaue Mengenabschätzung ist aufgrund der vielfältigen Entsorgungskombinationen und fehlenden zugehörigen Mengenangaben nicht möglich.

35,7 % der Recyclinghofnutzer bringen alle restlichen Gartenabfälle zum Recyclinghof, 7,1 % nutzen zusätzlich das Osterfeuer. Ebenso entsorgen 7,1 % der Eigenkompostierung betreibenden Recyclinghofnutzer Gartenabfälle im Osterfeuer. Die restlichen 50 % nutzen die Eigenkompostierung oder Restabfalltonne. Geht man davon aus, dass sich damit die im Osterfeuer entsorgten Mengen ausgleichen und nur holziges Material beinhalten und jeweils gleiche Mengen über den Restabfall oder die Eigenkompostierung entsorgt werden, können die Recyclinghofmengen auf 42,9 % der Nutzer, welche nahezu alle nicht über die Biotonne entsorgten Gartenabfallmengen auf dem Recyclinghof entsorgen (Nutzer BT+RC) und 57,1 % welche nur Teile ihrer zusätzlich zum Bioabfall anfallenden Gartenabfälle am Recyclinghof abgeben (Nutzer BT+RC+), aufgeteilt werden.

Die Größe der unbebauten Fläche der derzeitigen Biotonnennutzer beträgt 1.595.701 m² (Tabelle 57), von denen die Bewohner von anteilig 29,8 % der Flächen den Recyclinghof nutzen. Wird in einer Sensitivitätsanalyse davon ausgegangen, dass 2/3 bis 4/5 der auf dem Recyclinghof abgegebenen Grünabfälle der Biotonnennutzer (151 Mg FM a⁻¹) den Nutzern BT+RC zuzurechnen sind ergeben sich die in Tabelle 58 dargestellten Mengen für die Komplettnutzer von 0,49 bis 0,59 kg FM m⁻² unbebaute Fläche pro Jahr. Diese Menge kann als zusätzliches technisches Potenzial angenommen werden, welches nicht in der Biotonne entsorgt wird und den Verwertungswegen Recyclinghof, Eigenkompostierung und Restabfall zugeordnet werden kann.

Tabelle 58: Über den Anteil der Biotonnennutzer, welche zusätzlich ausschließlich den Recyclinghof zur Entsorgung ihrer Gartenabfälle nutzen, abgeschätzte flächenbezogene Gartenabfallmenge

	Alle Biotonnen	Recyclinghofnutzer	Nutzer BT+RC		
Flurstücksfläche mit Biotonnen [m ²]	1.595.701 m ²	475.519 m ²	203.998 m ²		
Flächenanteil	100 %	29,8 %	42,9 %		
Anteil Gartenabfall Recyclinghof		100 %	80 %	75 %	66 %
Gartenabfall [Mg FM a ⁻¹]		151	121	113	100
Gartenabfall [Mg FM m ⁻² a ⁻¹]			0,59	0,56	0,49

Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2007) stellte eine Relation des Anteils der Eigenkompostierer in Abhängigkeit der Gartenfläche fest (Tabelle 45). Das Vorhandensein einer Biotonne hat einen entscheidenden Einfluss darauf, in welchem Umfang Eigenkompostierung betrieben wird, wobei mit abnehmender Gartenfläche die Neigung, die Eigenkompostierung aufzugeben, zunimmt (vgl. Wiemer & Sprick 1996; Kapitel 6.5.2).

Die Datenerhebung von Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2006) liegt über 20 Jahre zurück, sodass auf die Aufstellung von Berechnungsparametern basierend auf den Werten in Tabelle 45 verzichtet wird. Sie kann jedoch für eine grobe Abschätzung der Verteilung auf die Haushalte verwendet werden (siehe Kapitel 7.1.2). Mit geeigneten neuen Erhebungen könnte der

Faktor der Eigenkompostierung deutlich detaillierter in die Bestimmung der Potenziale im GIS einfließen.

6.6.7 Fehleranalyse

Die Gartenabfallpotentiale von Gartenflächen unterliegen vielfältigen Einflüssen (vgl. Kapitel 6.6), von denen über die Luftbildauswertung und die Abfallsortierungen keine Aussagen getroffen werden können. Wie bereits in der Fehleranalyse der Abfallsortierungen (Kapitel 6.4.6) beschrieben, sind die Variationskoeffizienten sehr hoch. Daran ändert sich auch durch den Bezug zu den Gartenflächen wenig (Tabelle 59). Werden alle Fraktionen außer Rasen zusammengefasst, so ergibt sich ein Variationskoeffizient von 94 %, wodurch eine Fehlerwahrscheinlichkeit von 33 % besteht. Aufgrund der fehlenden Möglichkeit, eine Flächenzuordnung der Einzelfraktionen aus den Sortieranalysen auf die einzelnen Gartenflächen vorzunehmen, kann ohnehin nur eine Aufteilung in Rasenflächen und sonstige Grünflächen vorgenommen werden. Zudem beinhalten diese nicht die Mengen, die nicht über die Bioabfalltonne entsorgt werden, sodass es sich ohne Einbeziehung weiterer Ergebnisse um eine grobe Abschätzung handelt, welche für die Grünabfälle ohne Rasenschnitt nicht weiter konkretisiert werden kann. Insgesamt kann festgehalten werden, dass es sich derzeit um die einzigen verfügbaren Werte handelt und keine zusätzlichen Werte aus der Literatur zur Verfügung stehen.

Tabelle 59: Variationskoeffizienten und maximale relative Zufallsabweichung der Einzelfraktionen aus der Bioabfallanalyse nach Bezug auf die jeweilige Gartenfläche

	Rasen	Laub	Fallobst	Strauch- schnitt	Pflan- zenreste	Äste, Zweige	10 – 40 mm	GA < 10 mm	Sonstige < 10 mm	ohne Rasen
	[%]									
Varkoeff	241	195	319	137	176	174	150	134	154	94
Rel. max. Zufallsabw.	84	68	112	48	62	61	53	47	54	33

Für Rasenflächen kann durch Ausschluss von Stichproben ohne Rasenschnitt und die Einbeziehung der Wachstumskurve eine höhere Genauigkeit erzielt werden. Die verwendete Rasenverlaufskurve von Nonn et al. (2006) und die eigene Erhebung unterscheiden sich in ihrem Flächeninhalt um etwa 9 %. In den Berechnungen wurde eine durchschnittliche Verlaufskurve berechnet, sodass sich die Abweichungen noch verringern, sodass die alternative Verwendung der einen oder der anderen Kurve zu vergleichsweise geringen Änderungen führt. Die Rasenverlaufskurve nach Hope & Schulz (1983) führt zu deutlich höheren Werten, wenn diese auf 100 % normiert wird. Über die genaue Herkunft der Kurve nach Hope & Schulz können keine Angaben gemacht werden. Sie scheinen jedoch im Süddeutschen Raum erhoben worden zu sein. Dies könnte zu den deutlichen Unterschieden geführt haben, sodass die entsprechende Verlaufskurve großen Einfluss auf die Ergebnisse hat. Da die Nonnsche und die eigene Verlaufskurve ähnlich sind und beide im Nord- bis Mitteldeutschen Raum durchgeführt wurden,

wird angenommen, dass diese für die betrachtete Region repräsentativ ist. Dies sollte durch weitere Untersuchungen verifiziert werden.

Die klimatischen Bedingungen können für das betrachtete Probenahmegebiet für alle Grundstücke als gleich angenommen werden. Die Unsicherheit, ob es sich bei den über die Biotonne gesammelten Mengen um das Material einer oder zwei Wochen handelt und ob ggf. Mehrmengen anderweitig entsorgt wurden, kann nicht quantifiziert werden. Diese fließt durch die Minimum / Maximum-Betrachtung in das Ergebnis ein.

Stichproben, welche keine Rasenmengen enthalten, können ausgenommen werden, da nachweislich auf allen untersuchten Grundstücken Rasenflächen vorhanden sind. Dadurch verringert sich der Variationskoeffizient deutlich auf 37 bis 44 %, wodurch mit Gleichung 5.10 maximale relative Zufallsabweichungen von 23 % für die Maximumbetrachtung bis zu 30 % für die Minimumbetrachtung bestimmt werden können.

Aufgrund der geringen Anzahl der Biotonnen, welche relevante Mengen Rasenschnitt im Juni enthielten (10 von 20), liegt die erreichte Genauigkeit über der in der Abfallsortieranalyse angestrebten maximalen relativen Zufallsabweichung von 10 – 25 %, welche durch 20 Rasenstichproben hätte erreicht werden können. Aufgrund der genannten Unsicherheiten wäre für die Bestimmung der Parameter für die GIS-basierte Potenzialerhebung zu prüfen, ob eine individuelle Beprobung von ca. 20 – 30 Privatgärten aus dem Untersuchungsgebiet für den Monat Juni möglich ist. Dies bedürfte der Mitwirkung der Haushalte und einer umfangreichen Probenahme im Juni, was im Vergleich zu den Bioabfallsortierungen ggf. weniger Aufwand bedeuten würde, wenn die Gartenbesitzer ihren Rasenschnitt selbstständig in Abfallbeutel füllen und zur Verwiegung zur Verfügung stellen würden. Der Flächenbezug könnte in diesem Fall wie in Kapitel 6.6.3 beschrieben über die Luftbildauswertung durchgeführt werden. Insgesamt ist festzuhalten, dass aufgrund der großen Varianzen und der Vielfalt der Einflussfaktoren eine genaue Bestimmung der Parameter nicht möglich ist und sich daher durch eine erhöhte Stichprobenanzahl die großen Spannbreiten verringern, jedoch nicht verhindern ließen. In der wissenschaftlichen Literatur sind derzeit keine vergleichbaren Parameter verfügbar (vgl. Kapitel 6.6), sodass für die Potenzialermittlung die hier ermittelten Parameter verwendet werden. Möglichkeiten zur Anpassung der Parameter werden in Kapitel 7.2 beschrieben.

Bei der Analyse von Luftbildern treten systematische Fehler auf. Die manuelle Auswertung erfolgt subjektiv anhand der Flächenformen, der Farben, der Lage auf dem Grundstück und der Kontur. Aufgrund fehlender Höhenangaben können Bäume und Büsche, deren Auswahlparameter sich sehr ähneln, auf den Luftbildern nur schwer unterschieden werden, weswegen sie als eine Kategorie zusammengefasst wurden. Flächen, welche sich unterhalb von höher liegenden Objekten, beispielsweise unterhalb einer Baumkrone oder eines Dachvorsprungs befinden (Abbildung 61), können durch die annähernd orthogonale Perspektive eines Orthobildes nicht erfasst werden und werden daher bei der Flächenermittlung nicht berücksichtigt, sodass insbesondere die Anteile der Rasenflächen und Beetflächen etwas geringer ausfallen können. Aufgrund der durch Bäume und Gebäude entstehenden Beschattung ist mit geringerem Rasenwachstum unter Bäumen zu rechnen, wobei hierzu keine Untersuchungen vorliegen. Hierzu wäre eine Bestimmung der durchschnittlichen Rasenflächen unter Bäumen wünschenswert. Diese müsste neben der Fläche zusätzlich die Intensität der Beschattung und den

resultierenden Deckungsgrad oder die Wachstumsminderung einbeziehen, um Rückschlüsse auf die Rasenschnittmengen ziehen zu können.

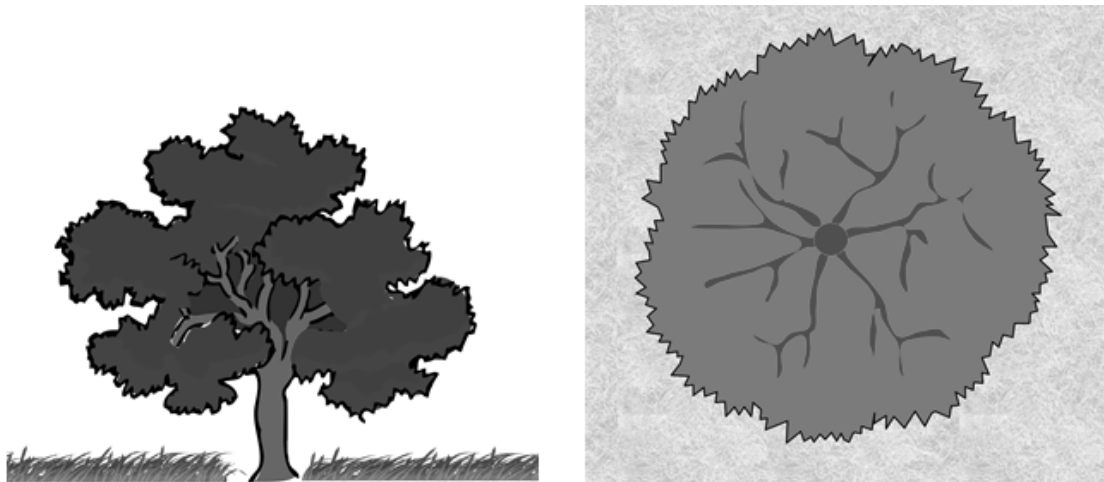


Abbildung 61: Seitenansicht und Draufsicht eines Baumes

Durch die Ungenauigkeiten von Rasterdaten im Vergleich zu Vektordaten (vgl. Kapitel 4.3.1) kann eine Unterteilung nur aufgrund der Auflösung der Luftbilddaufnahme durchgeführt werden. Da hochauflösende Orthophotos mit einer Bodenauflösung von 10 cm verwendet wurden, ist der Fehler als gering einzustufen.

Die Orthophotos wurden tagsüber bei guter Sicht aufgenommen. Bedingt durch den Stand der Sonne wird ein Schatten von über die Bodenebene reichenden Objekten erzeugt, welcher andere Teile des Bildes verdunkelt und dadurch die Identifikation erschwert. Die Einteilung dieser Flächen kann zum Teil ausschließlich intuitiv erfolgen. Eine Fehlerabschätzung ist dadurch nicht möglich. Der Fehler kann durch die Auswahl möglichst gut erkennbarer Grundstücke minimiert werden.

Die Fehlerrechnung bei der Anzahl der benötigten Stichproben zur Bestimmung der Gartenstrukturen wurde bereits in dem entsprechenden Kapitel 6.6.3 durchgeführt.

Das Untersuchungsgebiet mit Ein- und Zweifamilienhäusern umfasst 161 Häuser, bei denen in jeden Briefkasten jeweils ein Fragebogen geworfen wurde. Insgesamt wurden damit ca. 200 Haushalte angeschrieben, von denen 96 Fragebögen zurückgesendet wurden, was einer Quote von nahezu 50 % entspricht, womit eine sehr hohe Repräsentativität erreicht wird.

6.6.8 Diskussion

In der Literatur werden Grünabfallpotenziale von 1,5 bis 3,5 kg FM m⁻² a⁻¹, bzw. 0,15 bis 0,7 kg FM m⁻² a⁻¹ Gehölzschnitt und 1,5 bis 3,0 kg FM m⁻² a⁻¹ Rasenschnitt angegeben. Die Literaturwerte basieren z.T. auf unbekannten Quellen oder wurden anhand von land- und forstwirtschaftlichen Daten abgeschätzt, sodass sie mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Als Bezugsgröße wird die bepflanzte Fläche bei einer Unterteilung in Gehölz- und Rasenschnitt und ansonsten die Gartenfläche angegeben. Eine Definition der Gartenfläche wird nicht gegeben. Die Bestimmung der Gartenstrukturen in Kapitel 6.6.3 zeigt, dass die Zusam-

mensetzung der Gartenflächen sehr unterschiedlich ausfallen kann und insbesondere bei kleinen Grundstücken der Anteil der Flächen ohne Bewuchs im Durchschnitt über 30 % betragen kann, sodass die Bezugsfläche einen signifikanten Einfluss auf die zu ermittelnden Potenziale hat. Dies zeigen auch die Befragung der Bewohner im Untersuchungsgebiet sowie die Luftbildanalyse von projects energy (2009), bei denen die genauen Grenzen und einbezogenen Flächen nicht angegeben werden, wodurch die Vergleichbarkeit mit den eigenen Untersuchungen erschwert wird. Wie die Ergebnisse zeigen, ähneln sich die Ergebnisse von projects energy (2009) und die eigenen Untersuchungen, wenn die Hecken, welche zumeist die Grundstücksgrenze definieren, nicht mit einbezogen werden. Zudem ist die Anzahl der betrachteten Flächen bzw. die statistische Repräsentativität bei projects energy (2009) nicht bekannt. Nach Auswertung der Gartenstrukturen kann anhand der Variationskoeffizienten die benötigte Anzahl der Stichproben ermittelt werden. Für die statistisch gesicherte Bestimmung der Beetflächen ist eine Auswertung von ca. 600 Grundstücken notwendig, was etwa dem 7-fachen der für die Bestimmung der durchschnittlichen Rasenanteile entspricht. Zudem können derzeit weder in der Literatur noch aus den eigenen Abfallanalysen Rückschlüsse auf die Gartenabfallmengen von Beetflächen allein gezogen werden. Eine detaillierte Zuordnung der in den Abfalltonnen gefundenen Gartenabfälle zu Bäumen, Büschen, Hecken und Beeten ist mit den vorliegenden Daten ebenfalls nicht erreichbar (vgl. Kapitel 8.5.2), sodass die bewachsenen Flächen in Rasen und sonstige Flächen unterteilt werden sollten.

Für den Transfer in ein anderes Gebiet sollte daher zunächst eine Auswertung der Grundstücksgrößen durchgeführt werden. Bei einem großen Anteil von großen Grundstücken > 1000 m² sollten diese gesondert betrachtet werden und eine Überprüfung des notwendigen Stichprobenumfangs durchgeführt werden.

Die in den Untersuchungen gemessenen untersuchten 79 Grundstücke entsprechen einer maximalen relativen Zufallsabweichung von 10 %, sodass diese zur Ermittlung der Gartenstrukturen des betrachteten Gebiets herangezogen werden.

Auf Basis der durchschnittlichen Gartenaufteilung (Abbildung 62) können anhand der Literaturwerte für Rasenschnitt und Gehölz (vgl. Tabelle 43) Gartenabfallmengen von 0,83 bis 1,85 kg FM m⁻² a⁻¹ beim Bezug auf die mit Rasen und Gehölzen bepflanzte Fläche berechnet werden (Tabelle 60). Werden die Mengen auf die gesamte Gartenfläche inklusive unbewachsener Flächen bezogen, ergeben sich 0,5 bis 1,1 kg FM m⁻² a⁻¹. Diese Mengen liegen deutlich unter denen in den anderen Literaturquellen angegebenen Mengen von 1,5 bis 3,5 kg FM m⁻² a⁻¹.

Anders als bei Fricke et al. (1994), Wiemer (1989, zit. nach Fricke & Turk 1991) und Doedens (1982) beschrieben, entstehen auf den sonstigen Grünflächen neben holzigen Gartenabfällen weitere Pflanzenabfälle, welche nicht eindeutig als holzig zu charakterisieren sind (Heckenschnitt, Pflanzenreste, Laub). Hierdurch ließen sich die Differenzen zwischen den Literaturangaben erklären.

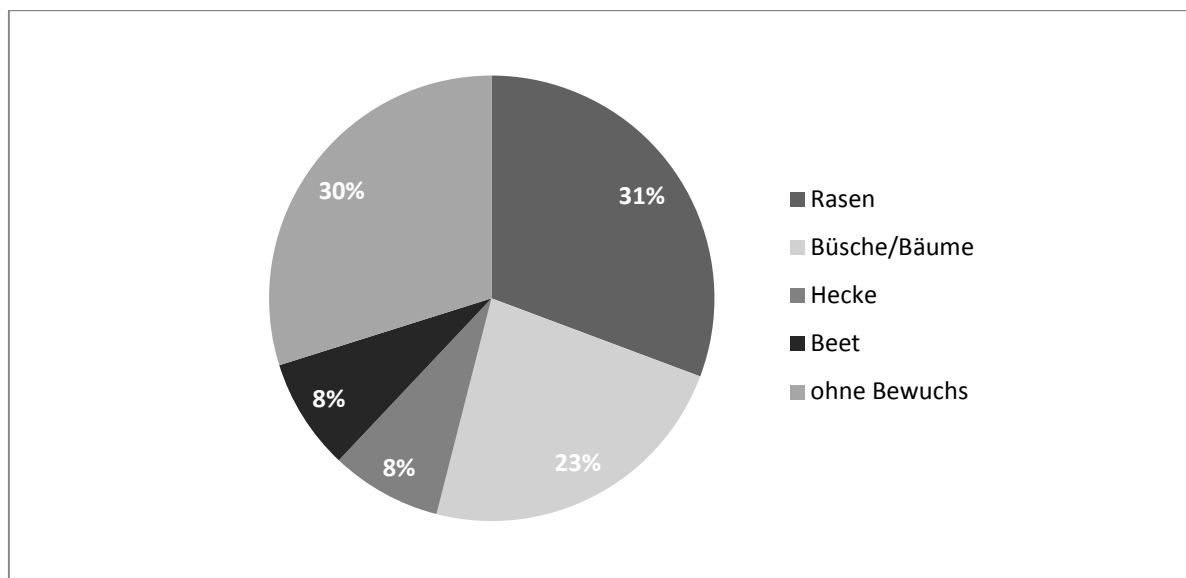


Abbildung 62: Aus der Auswertung von Luftbildern (DOP10) von 79 Grundstücken ermittelte durchschnittliche Aufteilung der offiziell unbebauten Flächen in den Gärten von Privathaushalten im Bezirk Bergedorf

Tabelle 60: Vergleich der anhand von Literaturdaten für verschiedene Bezugsflächen berechneten Gartenabfallpotenziale für Rasenschnitt und Gehölz (Büsche, Bäume, Hecke)

	Rasen- schnitt	Gehölz	Rasen- schnitt	Gehölz	Rasenschnitt	Gehölz
Anteil an	gesamte unbeb. Fläche		jeweils bepflanzt		Grünfläche	
Anteil	31 %	31 %	50 %	50 %	44 %	44 %
Potenzial je bepflanzt [kg FM m ⁻² a ⁻¹]	1,5 – 3,0	0,15 – 0,7	1,5 – 3,0	0,15 – 0,7	1,5 – 3,0	0,15 – 0,7
Potenzial je Gesamtfläche [kg FM m ⁻² a ⁻¹]	0,45 – 0,90	0,05 – 0,22	0,75 – 1,50	0,08 – 0,35	0,66 – 1,32	0,07 – 0,31
Gesamt [kg FM m⁻² a⁻¹]	0,50 – 1,12		0,83 – 1,85		0,73 – 1,63	

Dies zeigt deutlich den Einfluss der Bezugsgröße und die große Spannbreite der Literaturwerte, wodurch je nach verwendeten Werten im Durchschnitt das bis zu dreifache der minimalen Menge ermittelt würde und die Minimal- und Maximalwerte um den Faktor 7 voneinander abweichen.

Die durch die Abfallsortieranaysen im Bezirk Bergedorf ermittelten in der Biotonne entsorgten Mengen liegen bei 0,87 kg FM je m² unbebaute Fläche pro Jahr und 1,29 kg FM je m² bepflanzte Fläche. Die von den Biotonnennutzern zusätzlichen über andere Entsorgungswege entsorgten Mengen betragen 0,49 bis 0,59 kg FM m² unbebaute Fläche pro Jahr (vgl. Kapitel

6.6.6). Auf die Flächenanteile der Grünflächen von der gesamten unbebauten Fläche (71 %) bezogen, liegen diese Mengen bei 0,69 – 0,83 kg FM je m² Grünfläche pro Jahr.

Tabelle 61: Über die Biotonne und sonstige Erntsorgungswege entsorgte Grünabfallmenge im Vergleich mit den in der Literatur angegebenen Mengen

Bezug	unbebaut [kg FM m⁻² a⁻¹]	Grünfläche [kg FM m⁻² a⁻¹]
Biotonne	0,87	1,29
sonstige	0,49 – 0,59	0,69 – 0,83
Biotonne + sonstige	1,36 – 1,46	1,98 – 2,12
Literatur (Rasen + Gehölz)	0,50 – 1,12	0,73 – 1,64
Literatur Grünabfall	1,5 – 3,5	

Die Ergebnisse von Rasenaufwuchsversuchen (Tabelle 51) zeigen, dass die von Doedens (1982), Fricke et al. (1994) und Wiemer (1989, zit. nach Fricke & Turk 1991) angegebene durchschnittliche Rasenschnittmenge von 2,2 kg FM m⁻² a⁻¹ bei einer Düngung von etwa 20 g N m⁻² bei optimalen Aufwuchsbedingungen erreicht wird, wobei auf mageren Böden mit gleicher Stickstoffdüngung je nach angesetztem Trockenmassegehalts mit 0,7 – 1,5 kg FM m⁻² a⁻¹ deutlich geringere Mengen gemessen wurden. Zudem hat die Beschattung einen signifikanten Einfluss auf die Aufwuchsmengen. Diese lässt sich anhand der Luftbilder nicht quantifizieren. Die hierfür zumindest notwendigen Höheninformationen der Büsche, Bäume und Gebäude sowie detaillierte Angaben zur Wachstumsminderung durch Beschattung fehlen größtenteils. Aufgrund des Anteils von 30 % Büschen und Bäumen an den Gartenflächen und der vorhandenen Gebäude ist eine teilweise Beschattung der meisten Grundstücke zu erwarten. Diese Ergebnisse und die große Anzahl an Einflussfaktoren sowie die in den eigenen Verwiegungen ermittelte geringere Rasenschnittmenge von ca. 0,6 kg FM m⁻² a⁻¹ legen nahe, dass bei Rasenflächen in Privatgärten geringere Rasenschnittmengen, als in der Literatur angegeben werden, zu erwarten sind.

Der Ansatz, über die Auswertung von Bioabfallbehältern und Befragungen im Versuchsgebiet Rückschlüsse auf die Gartenabfallmengen ziehen zu können, erweist sich in Bezug auf die gesamte über die Biotonne erschließbare Gartenabfallmenge als zielführend. Die über die unbebauten Flächen abgeschätzte Bioabfallmenge der Haushalte mit Biotonne entspricht der Menge der eingesammelten Bioabfälle (vgl. Kapitel 6.6.5). Der Bezug von Einzelfraktionen auf die jeweiligen Gartenflächen ist aufgrund der großen Varianzen fehlerbehaftet, sodass selbst bei der Aufteilung in Rasenschnitt und sonstige Grünabfälle mit einer relativen maximalen Zufallsabweichung von bis zu 33 % zu rechnen ist.

Die in der Biotonne durchschnittlich entsorgten Rasenschnittmengen von 484 g FM m⁻² a⁻¹ Rasenfläche liegen weit unter den in der Literatur angegebenen Werten von durchschnittlich 2,2 kg FM m⁻² a⁻¹, wobei der Wert auch alle Behälter einbezieht, in denen kein Rasenschnitt

gefunden wurde. Unter Ausschluss dieser wurden in Kapitel 6.6.4 potenzielle jährliche Rasenschnittmengen von durchschnittlich 1.013 g FM je m² Rasenfläche und somit 529 g FM je m² Rasenfläche mehr als in den Abfallsortierungen bestimmt.

Mit den ermittelten relativen maximalen Zufallsabweichungen aus Kapitel 6.6.7 ergibt sich damit ein technisches Potenzial von 644 – 1.423 g FM a⁻¹ je m² Rasenfläche (Tabelle 62). Der daraus berechnete Mittelwert von 1.034 g FM m⁻² a⁻¹ liegt damit bei etwa 50 % des Literaturwerts. Es muss daher davon ausgegangen werden, dass die Literaturwerte für die Potenzialermittlung von Rasenschnitt aus Privathaushalten zu hoch sind.

Tabelle 62: Aus den Biotonnen mit relevanten Rasenschnittmengen berechnete durchschnittliche Rasenschnittmengen pro Jahr (vgl. Kapitel 6.6.4)

	Variante 1	Variante 2	Variante 3
Rasenschnittmenge [g FM m ⁻² a ⁻¹]	1.000	882	1.157
Maximale Zufallsabweichung	30 %	27 %	23 %
Rasenschnittmenge inkl. Zufallsabweichung [g FM m ⁻² a ⁻¹]	700 – 1.300	644 – 1.120	890 – 1.423

Der Flächeninhalt unter den normierten Rasenaufwuchskurven von Hope und Schulz (1983) ist im Vergleich etwa 1,5-mal so groß wie von der verwendeten Kurve. Eine lineare Hochrechnung anhand der Werte ist jedoch nicht möglich. Alle verfügbaren Untersuchungen deuten darauf hin, dass der maximale Rasenertrag etwa bei 3 – 3,5 kg FM m⁻² a⁻¹ liegt. Diese Werte werden von Nonn et al. (2006) und von der Gesamt-Hochschule Paderborn-Soest (1998 zit. nach Bocksch 2006), deren Versuche im nördlichen bis mittleren Teil Deutschlands anzusiedeln sind, erreicht. Eine 50-prozentige Steigerung der Rasenschnittmengen nach dem Verlauf von Hope & Schulz (1983) ist daher sehr unwahrscheinlich. Für die Anwendung im südlichen Deutschland kann es sinnvoll sein, die Verlaufskurve von Hope & Schulz zu wählen und zur Anpassung der Berechnungsparameter die Mengen im Mai als Maximum zu verwenden. Eine pauschale Hochrechnung der Mengen ist nicht möglich.

Die Gartenabfallmengen von EFH, DH und RH können im GIS über die unbebauten Flächen abgeschätzt werden. Diese setzen sich zusammen aus den in Tabelle 53 dargestellten Mengen mit den in Abbildung 55 und Abbildung 54 angegebenen jahreszeitlichen Verteilungen. Hinzu kommen die anderweitig entsorgten Gartenabfallmengen in Höhe von 0,49 – 0,59 kg FM a⁻¹ je m² unbebaute Fläche über deren Zusammensetzung keine genauen Informationen weder aus der Literatur noch aus eigenen Untersuchungen vorliegen.

Werden die Mehrmengen des Rasenschnitts mit den Flächenanteilen aus Abbildung 62 auf die unbebaute Fläche umgerechnet, lässt sich ein Anteil von 0,08 – 0,23 kg a⁻¹ je m² unbebaute Fläche bestimmen, sodass diese Menge für die anderweitig entsorgten Gartenabfallmengen verwendet wird. Damit ergibt sich für diese die Aufteilung in 0,08 – 0,23 kg FM Rasenschnitt und 0,26 – 0,50 kg FM sonstige Gartenabfälle je m² und Jahr.

Aus den Abfallsortierungen konnte ein über die Abfalleinsammlung erschließbares Grünabfallpotenzial von 1.285 g FM a⁻¹ je m² bewachsener Gartenfläche oder 870 g FM a⁻¹ je m² unbebauter Fläche sowie ein Grünabfallpotenzial ohne Rasen von 2.020 g FM a⁻¹ je m² Grünfläche ohne Rasen und 484 g FM Rasen a⁻¹ je m² bestimmt werden (Tabelle 53, Kapitel 6.6.2). Zusätzlich fallen die anderweitig entsorgten Grünabfälle in Höhe von 256 – 503 g FM a⁻¹ und 84 – 234 g FM a⁻¹ Rasenschnitt je m² unbebauter Fläche an.

Mit den ermittelten relativen maximalen Zufallsabweichungen aus Kapitel 6.6.7 und der Flächenaufteilung der Gärten (Abbildung 62) lassen sich damit die in Tabelle 63 dargestellten Spannbreiten der technischen Potenziale ermitteln.

Tabelle 63: Zusammenfassung der Jahresmengen (technische Potenziale) aus Abfallsortierungen und Befragungen in Abhängigkeit der Bezugsflächen

		Jahresmengen g m ⁻²		
		unbebaute Fläche	Grünfläche	jeweils bewachsen
Grünabfall ohne Rasen				
	Sortierungen	533 – 943	810 – 1.432	1.519 – 2.687
	Sonstige	256 – 503	361 – 729	640 – 1.258
	Summe	789 – 1.446	1.170 – 2.161	2.159 – 3.944
Rasen				
	Sortierungen	109 – 193	152 – 268	364 – 644
	Sonstige	84 – 234	117 – 325	280 – 779
	Summe	193 – 427	268 – 593	644 – 1.423
Grünabfall gesamt		982 – 1.873	1.439 – 2.754	

Die ermittelten Werte für Grünabfall ohne Rasen liegen deutlich über denen für Gehölz allein, wobei sie auch Laub, Pflanzenreste etc. enthalten. Die durchschnittliche Gesamtsumme der Grünabfälle bezogen auf die unbebaute Fläche liegt mit 1,43 kg FM m⁻² a⁻¹ knapp unter dem unteren Wert der in der Literatur angegebenen Spanne von 1,5 – 3,5 kg FM m⁻² a⁻¹. In Bezug auf die Grünfläche liegt die ermittelte Spanne von 1,44 – 2,75 kg FM m⁻² a⁻¹ nahezu vollständig innerhalb der in der Literatur angegebenen Spanne. Da nicht ausgeschlossen werden kann, dass weiteres holziges Material vorhanden ist, welches nach Angaben in den Fragebögen im Osterfeuer oder im Kamin entsorgt wird, können etwas größere Mengen erreicht werden, so dass als Bezugsfläche für die angegebenen 1,5 – 3,5 kg FM m⁻² a⁻¹ die Grünfläche der Gärten verwendet werden kann.

Aufgrund der großen Varianzen können die Literaturwerte für Gehölzschnitt mit den vorliegenden Daten weder bestätigt noch verworfen werden. Zusätzlich zu den in Kapitel 6.6.2 bestimmten Mengen aus den Abfallanalysen von 294 g FM m⁻² a⁻¹ komplett holzigem Material und 590 g FM m⁻² a⁻¹ Strauchschnitt, werden weitere Mengen anderweitig entsorgt. Deren Zusammensetzung ist unbekannt. Wird nach Abzug der Rasenmengen die Zusammensetzung

wie in der Biotonne verwendet, so machen holzige Abfälle ca. 11 % und Strauchschnitt etwa 25 % aus. Wird davon ausgegangen, dass auf dem Recyclinghof neben dem Rasenschnitt überwiegend Strauchschnitt, holziges und Laub abgegeben werden, teilen sich diese in 49,5 % Strauchschnitt und 22,3 % Holziges auf. Daraus ergeben sich für die in Kapitel 6.6.6 bestimmten $0,26 - 0,50 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ zusätzlich anderweitig entsorgten Gartenabfälle je m^2 und Jahr die in Tabelle 64 dargestellten Mengen.

Mit den in Kapitel 6.6.7 festgestellten Fehlern sind die berechneten Jahresmengen mit $0,14 - 0,6 \text{ kg FM je m}^2$ Büsche, Bäume und Hecke der in der Literatur angegebenen Spannbreite von $0,15 - 0,7 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ sehr ähnlich. Die Einbeziehung des Strauchschnitts ergibt deutlich größere Mengen ($0,5 - 1,7 \text{ kg FM m}^{-2}$) (Tabelle 64), sodass die in der Literatur angegebenen Werte nur für tatsächlich weitestgehend holzige Abfälle verwendet werden sollten.

Tabelle 64: Aus den Abfallsortierungen und Befragungen ermittelte holzige Gartenabfallmengen

	Strauchschnitt [g FM m⁻² a⁻¹]	Holziges [g FM m⁻² a⁻¹]
In Abfallsortierung	590	294
Sonstige Entsorgungswege	63 - 249	29 – 112
maximaler Fehler	48 %	61 %
gesamt	370 – 1.122	143 – 585

Es zeigt sich, dass zusätzlich zu den genannten Rasenschnitt- und Gehölzschnittmengen weitere Grünabfälle in die Potenzialermittlung einbezogen werden müssen. Im Gegensatz zu den Rasenschnittmengen, können die Spannen der Potenziale der auf die Grünflächen bezogenen Gartenabfälle sowie der auf die Gehölzflächen bezogenen holzigen Gartenabfallmengen bestätigt werden. In Anbetracht der relativ hohen maximalen relativen Zufallsabweichungen kann die vorgefundene Gartenabfallzusammensetzung und somit auch die Bestimmung der holzigen Abfallpotenziale als grobe Abschätzung betrachtet werden. Diese sollte durch weitere Untersuchungen überprüft werden. Insbesondere die Laub- und Fallobstmengen sind in hohem Maße von der Art der Bäume abhängig, sodass hier durch eine Unterscheidung zumindest in Laub- und Nadelbäume sowie Baumhöhen eine detailliertere Auswertung möglich erscheint. Allerdings existieren bisher keine Veröffentlichungen, anhand derer sich spezifische Laubmengen nach Alter, Baumart, o.ä. bestimmen ließen. Wiegel & Riesbeck (2011) geben einen Durchschnittswert von 2 m^3 pro Baum und Jahr bzw. ca. $0,1 \text{ Mg}$ pro Baum und Jahr an. Dabei beträgt die Spanne etwa $0,5 - 8,0 \text{ m}^3$, welche in den Untersuchungen jedoch nicht mit spezifischen Parametern der Bäume wie Alter, Größe, Art etc. verknüpft wurde (Riesbeck 2014). Ebenso sind über die Potenziale anderer Fraktionen keine Veröffentlichungen und keine Bioabfallsortierungen oder insbesondere flächenbezogene Aufwuchsparameter

verfügbar. Daher sind zur Erhöhung der Genauigkeit weitere Untersuchungen notwendig. In Anbetracht der vielfältigen Einflussparameter, welche in den meisten Fällen unbekannt sind und nicht flächendeckend erfasst werden können (z.B. Bodenfruchtbarkeit, Düngung, Bewässerung, Pflege, Beanspruchung etc.), werden die großen Spannbreiten bei der Potenzialermittlung weiterhin bestehen bleiben. Die lokalen Bioressourcenpotenziale können damit individuell sehr unterschiedlich sein, sodass für eine genaue Ermittlung der Potenziale umfangreiche Erhebungen notwendig sind. Eine vereinfachte Anpassung wie bei den Lebensmittelabfällen, z.B., über bestehende Abfallsortierungen ist aufgrund der inexistenten Daten nicht möglich. Die großen Schwankungen in der Zusammensetzung der Gartenabfälle können mit den in den Untersuchungen bestimmten Variationskoeffizienten nur mit einem Vielfachen der in diesen Untersuchungen genommenen Proben hinreichend genau ermittelt werden, sodass eine Umsetzung im Rahmen einer praktischen Anwendung zu umfangreich erscheint. Zudem werden die anderweitig z.B. durch Eigenkompostierung, Verbrennung, Recyclinghof etc. entsorgten Mengen über die Biotonne nicht erfasst. Die im Vergleich zu dem berechneten Potenzial geringen Mengen der auf dem Recyclinghof abgegebenen Mengen (vgl. Tabelle 57) zeigen, dass eine Abschätzung über die eingesammelten Mengen insbesondere bei fehlendem Biotonnenanschluss keine genauen Daten liefern kann. Etwa 30 – 40 % der bestimmten Gesamtmenge wird nach den Erhebungen trotz vorhandener Biotonne anderweitig entsorgt. Aufgrund der individuellen Rahmenbedingungen kann die Übertragbarkeit dieses Verhältnisses auf andere Regionen nicht garantiert werden, da die Entsorgungsgewohnheiten, aber auch die Entsorgungsinfrastruktur regional sehr unterschiedlich sein können.

Für die Abschätzung der eigenkompostierten Mengen in anderen Gebieten, welche bei Einführung einer Biotonnensammlung über diese entsorgt werden, kann das Verhältnis in Kombination mit dem von Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2006) ermittelten logarithmischen Verlauf (Abbildung 41 in Kapitel 6.5.3.4) und der Bestimmung der Gartengrößen verwendet werden.

Die Klimaabhängigkeit rückt aufgrund der vielfältigen Einflussparameter in den Hintergrund. Für die Abschätzung der Potenziale anhand räumlicher Geodaten werden daher die in den durchgeführten Untersuchungen ermittelten Potenziale als die derzeit am genauesten verfügbaren Daten betrachtet und können für andere Gebiete zur Potenzialabschätzung verwendet werden, sofern keine umfangreichen weiteren Untersuchungen durchgeführt werden können.

Der Vergleich der Rasenaufwuchskurve mit dem aus den Abfallsortierungen und der Biotonnensammlung approximierten Verlauf und die Verifikation der über die Flurstücksflächen berechneten mit den tatsächlich eingesammelten Bioabfallmengen zeigen, dass die ermittelten Werte eine gute Datengrundlage zur Hochrechnung auf das gesamte Gebiet (Bezirk Bergedorf) bieten. Bei einer Aufteilung der Gartenabfälle in Rasen und sonstige Gartenabfälle verringern sich die Varianzen deutlich. In Hinblick auf die spätere Verwertung z.B. in einer Biogasanlage ist diese Unterscheidung ausreichend und sinnvoll.

Die für das Versuchsgebiet ermittelten Mengen waren im Vergleich zu den von Rasenexperten durchgeführten Aufwuchsversuchen im Durchschnitt 40 % geringer, sodass die in der Literatur angegebenen Werte für die Potenzialermittlung bei Privathaushalten zu hoch sind. Auf Basis des saisonalen Verlaufs kann eine Anpassung an die lokalen Gegebenheiten vorge-

nommen werden. Hierfür sind weitere Untersuchungen notwendig. Eine Möglichkeit wäre die Untersuchung der Rasenschnittmengen im betrachteten Gebiet von ca. 30 Gartengrundstücken im Juni im norddeutschen und im Mai im süddeutschen Raum und die Hochrechnung anhand der Rasenwachstumskurve sowie eine Umrechnung auf die Rasenflächen über die Luftbilddauswertung wie in Kapitel 6.6.3 beschrieben. Insgesamt bedarf eine Anpassung der Berechnungsparameter weiterer Untersuchungen zum Vergleich der Parameter in anderen Regionen mit anderen klimatischen Bedingungen, da sich diese auf Basis der vorhandenen Datenbasis nicht ableiten lassen.

Für die Bestimmung der Gartenabfallpotenziale sollte daher auf die hier vorgestellten Parameter zurückgegriffen werden, auch wenn diese die klimatischen und regionalen Einflussfaktoren nicht berücksichtigen können.

6.6.9 Parameter für die GIS-basierte Bioressourceninventur für Privathaushalte

Aus der Bestimmung der Berechnungsparameter für Bioressourcenpotenziale aus Gärten von Privathaushalten ergeben sich 3 Varianten. Die Berechnung der technischen und erschließbaren Potenziale kann über die nach Liegenschaftskataster unbebaute Flurstücksfläche, über die bewachsene Grünfläche des Flurstücks und über die jeweils bewachsene Flurstücksfläche unterteilt in Rasenflächen und sonstige Grünflächen (Bäume, Sträucher, Hecken, Beete) ermittelt werden.

Die Ermittlung der Gartenabfallpotenziale erfolgt damit über die jeweiligen Flächen $A_{Fläche,i}$, die Flächenaufteilungskoeffizienten $\alpha_{Fläche,Bezugsfläche}$ und die Potenzialparameter $p_{Stoffstrom,Flächenbezug,Zeitbezug,Art}$ nach Gleichung 6.6.

$$P_{Stoffstrom,a,Art} = p_{Stoffstrom,Flächenbezug,Zeitbezug,Art} \cdot \sum_{i=1}^n A_{Fläche,i} \cdot \alpha_{Fläche,Bezugsfläche} \quad 6.6$$

Es stehen die offiziell unbebauten Flächen aus dem Liegenschaftskataster ($A_{unbebaut,i}$), die aus den Luftbildern ermittelten bewachsenen Gartenflächen ($A_{bewachsen,i}$) oder Rasenflächen ($A_{Rasen,i}$) und Grünflächen ohne Rasen ($A_{GrünohneRasen,i}$) als Eingangsparameter zur Verfügung. Für die über die Biotonne erschließbaren Mengen können die Werte in Tabelle 53 verwendet werden. Das über die Abfalleinsammlung erschließbare Grünabfallpotenzial je m² beträgt $P_{GA,unbebaut,a,e} = 0,6 - 1,1 \text{ kg FM a}^{-1} \text{ je m}^2$ unbebauter Fläche und $P_{GA,bewachsen,a,e} = 1,0 - 1,7 \text{ kg FM a}^{-1} \text{ je m}^2$ bewachsener Gartenfläche. Bei einer Aufteilung in Rasen und bewachsene Flächen ohne Rasen ergeben sich $P_{GAohneRasen,GrünohneRasen,a,e} = 1,5 - 2,7 \text{ kg FM Grünabfall pro Jahr und m}^2$ Grünfläche ohne Rasen und $P_{Rasen,a,e} = 0,4 - 0,6 \text{ kg FM Rasen pro Jahr und m}^2$ Rasenfläche.

Hinzukommen die nicht über die Biotonne entsorgten Gartenabfallmengen in Höhe von $0,5 - 0,6 \text{ kg FM a}^{-1} \text{ je m}^2$ unbebauter Fläche (vgl. Kapitel 6.6.2), woraus sich das technische Potenzial $P_{GA,unbebaut,a,te} = 1,1 - 1,8 \text{ kg FM a}^{-1} \text{ m}^{-2}$ unbebauter Fläche und $P_{GA,bewachsen,a,te} = 1,5 - 2,6 \text{ kg FM a}^{-1} \text{ m}^{-2}$ bewachsener Fläche sowie $P_{GAohneRasen,GrünohneRasen,a,te} = 2,2 -$

3,9 kg FM a⁻¹ m⁻² Grünfläche ohne Rasen und $P_{Rasen,a,te} = 0,6 - 1,4$ kg FM a⁻¹ m⁻² Rasenfläche ergibt.

$G_{GA,mon} =$	0,04	1,54	0,06	0,94	0,26	0,55	0,26	0,26	0,45	Januar	6.7
	0,02	0,75	0,02	0,56	0,28	0,58	0,18	0,29	0,47	Februar	
	0,05	0,72	0	0,90	0,84	1,70	0,35	0,90	1,40	März	
	2,31	0,64	0	1,94	1,01	1,36	0,48	0,80	1,26	April	
	4,02	0,49	0	2,61	1,03	0,87	0,54	0,61	0,97	Mai	
	4,83	0,33	0,01	2,82	0,94	0,44	0,52	0,40	0,66	Juni	
	2,92	0,26	0,38	2,01	1,49	0,44	0,47	0,36	0,56	Juli	
	2,11	0,28	0,91	1,97	2,65	0,62	0,60	0,46	0,67	August	
	0,69	0,25	1,37	1,53	3,52	0,72	0,64	0,48	0,67	September	
	0,53	1,27	1,07	1,73	2,69	0,72	0,62	0,43	0,65	Oktober	
	0,33	2,46	0,66	1,93	1,62	0,70	0,59	0,6	0,61	November	
	0,05	2,58	0,12	1,43	0,20	0,45	0,36	0,18	0,36	Dezember	
	Rasen	Laub	Fallobst	Strauchschnitt	Pflanzenreste	holziges	10 - 40mm	Organik < 10 mm	Sonstige < 10 mm		

$G_{GaohRasen,mon} =$	1,85	0,07	1,26	0,30	0,65	0,32	0,27	0,59	Januar	6.8
	0,90	0,03	0,70	0,30	0,72	0,21	0,31	0,59	Februar	
	0,96	0	1,08	0,91	2,34	0,42	1,01	1,81	März	
	1,04	0	1,74	1,10	1,94	0,54	0,96	1,75	April	
	0,95	0	2,11	1,11	1,18	0,56	0,73	1,38	Mai	
	0,77	0,01	2,15	0,99	0,47	0,52	0,48	0,94	Juni	
	0,53	0,44	2,05	1,35	0,56	0,54	0,44	1,00	Juli	
	0,50	1,03	2,76	2,22	0,86	0,76	0,58	1,44	August	
	0,37	1,50	3,01	2,77	1,03	0,87	0,62	1,66	September	
	1,64	1,15	3,08	2,14	0,95	0,83	0,52	1,44	Oktober	
	3,10	0,71	3,08	1,34	0,82	0,77	0,40	1,13	November	
	3,11	0,12	1,99	0,26	0,44	0,45	0,16	0,50	Dezember	
	Laub	Fallobst	Strauchschnitt	Pflanzenreste	holziges	10 - 40mm	Organik < 10 mm	Sonstige < 10 mm		

Die jahreszeitliche Verteilung wird anhand der Verläufe in Abbildung 52 und Abbildung 53 bestimmt und kann als (12,8)-Matrix $G_{GA,mon}$ der prozentualen Anteile der Gesamtmenge mit dem jeweiligen Parameter für das erschließbare Grünabfallpotenzial $p_{GA,a,e}$ multipliziert werden, wodurch die (12,9)-Matrix der monatlichen Potenziale $P_{GA,mon,e}$ berechnet wird. Hierbei stehen in der jeweiligen Zeile die Werte der Monate Januar bis Dezember (1 – 12) und in den 8 Spalten die jeweiligen Stoffströme, sodass die Summe der jeweiligen Spalte die Jahresmen-

ge der Fraktion widerspiegelt. Diese kann sowohl für die unbebaute Fläche, als auch für die bewachsene Gartenfläche verwendet werden. Für die Aufteilung in Rasenschnitt und sonstige Grünabfälle entfällt die Spalte Rasen und die Mengen wurden auf die Grünfläche ohne Rasenfläche bezogen, woraus sich die (12,8)-Matrix $G_{GAohRasen,mon}$ ergibt.

Es ist zu beachten, dass die in den Matrizen in den Gleichungen 6.7 und 6.8 angegebenen prozentualen monatlichen Zusammensetzungen der Bioabfälle aus den Abfallsortierungen ermittelte sehr grobe Abschätzungen sind. Diese können aufgrund der hohen Variationskoeffizienten (vgl. Kapitel 6.6.7) lediglich einen Anhaltspunkt geben. Für die genaue Bestimmung der Zusammensetzung des Bioabfalls sind umfangreiche Abfallanalysen mit min. 4 saisonalen Sortierkampagnen erforderlich.

Das erschließbare Potenzial Rasenschnitt wird über die monatliche prozentuale Verteilung des Rasens $\vec{g}_{Rasen,mon}$ berechnet. Das technische Potenzial der Rasenschnittmenge berechnet sich über die Summe der einzelnen Rasenflächen $A_{Rasen} = \sum A_{Rasen,i}$ und den jährliche Rasenaufwuchs je m² $p_{Rasen,a,te}$, welcher über das Jahr prozentual nach Abbildung 45 verteilt werden kann. Die Gesamttrassenfläche A_{Rasen} wird bestimmt

1. durch Luftbildauswertung mit den Flächen $A_{Rasen,i}$
2. nach Abbildung 56 mit 31 % der Flurstücksfläche
3. anhand der unbebauten Fläche nach Liegenschaftskataster ($\alpha_{Rasen,unbebaut}$).

Daraus ergibt sich die Berechnung in Gleichung 6.9.

$$P_{Rasen,a,te} = A_{Rasen} \cdot p_{Rasen,a,te} \quad 6.9$$

mit

$$A_{Rasen} = \sum A_{Rasen,LB}$$

oder

$$A_{Rasen} = \sum A_{Flurstück} \cdot \alpha_{Rasen,Flurstück}$$

oder

$$A_{Rasen} = \sum A_{unbebaut} \cdot \alpha_{Rasen,unbebaut}$$

und

$$P_{Rasen,Rasenfläche,a,te} = 0,6 - 1,4 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1} \text{ (vgl. Kapitel 6.6.4)}$$

Die monatlichen Werte berechnen sich mit

$$P_{Rasen,mon,te,i} = \vec{t}_{mon,i} \cdot \vec{g}_{Rasen,mon} \cdot A_{Rasen} \cdot p_{Rasen,a,te} \quad 6.10$$

mit

$$i = 1, 2, \dots, 12$$

und

$$\vec{g}_{Rasen,mon} = (0 \ 0 \ 0 \ 0,086 \ 0,188 \ 0,264 \ 0,241 \ 0,093 \ 0,088 \ 0,041 \ 0 \ 0) \quad 6.11$$

wobei $t_{mon,i} = 1$ für den jeweiligen Monat gesetzt wird.

Tabelle 65: Übersicht der möglichen Berechnungsvarianten im GIS

Eingangsdaten	Bezug	Berechnungsparameter	Wert
Unbebaute Flächen nach Liegenschaftskataster			
Technisches Potenzial (te) Grünabfall	Jahr	$p_{GA,unbebaut,a,te}$	1,1 – 1,8 kg FM m ⁻² a ⁻¹
	Monat	$G_{GA,mon} \cdot p_{GA,unbebaut,a,te}$	siehe Gleichung 6.8
Erschließbares Potenzial (e) Grünabfall	Jahr	$p_{GA,unbebaut,a,e}$	0,6 – 1,1 kg FM m ⁻² a ⁻¹
	Monat	$G_{GA,mon} \cdot p_{GA,unbebaut,a,e}$	siehe Gleichung 6.7
Bewachsene Fläche aus Luftbilddauswertung			
Technisches Potenzial (te) Grünabfall	Jahr	$p_{GA,bewachsen,a,te}$	1,5 – 2,6 kg FM m ⁻² a ⁻¹
	Monat	$G_{GA,mon} \cdot p_{GA,bewachsen,a,te}$	siehe Gleichung 6.7
Erschließbares Potenzial (e) Grünabfall	Jahr	$p_{GA,bewachsen,a,e}$	1,0 – 1,7 kg FM m ⁻² a ⁻¹
	Monat	$G_{GA,mon} \cdot p_{GA,bewachsen,a,e}$	siehe Gleichung 6.7
Aufteilung in Rasen und sonstige bewachsene Fläche			
Technisches Potenzial (te) Rasen	Jahr	$p_{Rasen,Rasenflächen,a,te}$	0,6 – 1,4 kg FM m ⁻² a ⁻¹
Technisches Potenzial (te) Grünabfall ohne Rasen	Monat	$\vec{g}_{Rasen,mon} \cdot p_{Rasen,a,te}$	siehe Gleichung 6.11
Erschließbares Potenzial (e) Rasen	Jahr	$p_{Rasen,Rasenflächen,a,e}$	0,4 – 0,6 kg FM m ⁻² a ⁻¹
	Monat	$\vec{g}_{Rasen,mon} \cdot p_{Rasen,a,e}$	siehe Gleichung 6.11
Technisches Potenzial (te) Grünabfall ohne Rasen	Jahr	$p_{GAohRasen,GrünohRasen,a,te}$	1,5 – 2,7 kg FM m ⁻² a ⁻¹
	Monat	$G_{GAohRasen,mon} \cdot p_{GAohrasen,GrünohRasena,te}$	siehe Gleichung 6.8
Erschließbares Potenzial (e) Grünabfall ohne Rasen	Jahr	$p_{GAohRasen,GrünohRasen,a,e}$	2,1 – 3,9 kg FM m ⁻² a ⁻¹
	Monat	$G_{GAohRasen,mon} \cdot p_{GAohrasen,GrünohRasena,e}$	siehe Gleichung 6.8

7 GIS-BASIERTE BESTIMMUNG DER ORGANISCHEN RESTSTOFFE VON PRIVATHAUSHALTEN

In Kapitel 5.1 wurden Methoden zur Bestimmung der Eingangsparameter für das in Kapitel 4 beschriebene System zur geodatenbasierten Ermittlung von Bioressourcenpotenzialen von Privathaushalten dargestellt. Die Eingangsparameter lassen sich grundsätzlich in Flächendaten wie z.B. Stadtteile, Baublöcke und Flurstücke und Einwohnerdaten, welche als Punktdaten vorliegen oder auf Flächendaten verteilt werden, unterteilen.

In Kapitel 6 wurden verschiedene Methoden zur Ermittlung der Berechnungsparameter für eine GIS-basierte Bestimmung der Lebensmittelabfall- und Gartenabfallpotenziale dargestellt. Lebensmittelabfälle können anhand der Einwohnerzahlen ermittelt werden, welche in unterschiedlichen Detaillierungsstufen vorliegen können. Eine Zuordnung mittels weiterer Eingangsparameter, wie z.B. Alter und Sozialstrukturen, können aufgrund fehlender detaillierter Daten nicht vorgenommen werden. Signifikante Abhängigkeiten der theoretischen Potenziale von Bebauungsstrukturen konnten ebenso wie jahreszeitabhängige Schwankungen nicht festgestellt werden. Die technischen Potenziale der EFH, DH und RH unterscheiden sich durch die von den Haushalten trotz vorhandener Biotonne selbst kompostierten Lebensmittelabfälle von denen der MFH und GWA, da davon ausgegangen wird, dass diese trotz vorhandener Entsorgungsmöglichkeiten in den Haushalten auf dem eigenen Kompost verbleiben. Das derzeit flächendeckend bestehende Sammelsystem zur semi-separaten¹ Einsammlung von Lebensmittelabfällen ist die Biotonne. Diese wird jedoch trotz Informationskampagnen im Durchschnitt nicht für den gesamten Lebensmittelabfall verwendet, sodass sich darüber nur ein Teil der Lebensmittelabfälle abschöpfen lässt. Ebenso können die über den Abwasserpfad entsorgten Lebensmittel und die technischen Reste im Verpackungsabfall nicht separat über die Biotonne gesammelt werden, sodass für diese Bioressourcen weiterhin der bestehende Entsorgungspfad angenommen wird.

Die in Privathaushalten entstehenden Gartenabfälle können in Rasenschnitt, Hecken- und Strauchschnitt, Pflanzenreste, Laub, Fallobst und holzige Abfälle unterteilt werden. Zur Ermittlung der Potenziale kann das Liegenschaftskataster als Eingangsgeodaten verwendet werden. Aus diesem lassen sich die Ein- und Zweifamilienhäuser, Reihenhäuser und Mehrfamilienhäuser und die dazugehörigen Grundstücke identifizieren. Die Berechnung erfolgt über die aus der Subtraktion der Gebäudeflächen von den Flurstücksflächen bestimmte unbebaute Fläche oder detaillierter auf Basis von Gartenstrukturen, welche über eine manuelle oder automatisierte Luftbilddauswertung bestimmt werden.

Im Folgenden werden auf Basis der in Kapitel 6 erhaltenen Ergebnisse eine Parameterentwicklung und die Bestimmung der Bioressourcenpotenziale aus Privathaushalten am Beispiel des Bezirks Bergedorf exemplarisch durchgeführt.

¹ Für eine tatsächliche separate Einsammlung von Lebensmitteln gibt es derzeit keine flächendeckend eingeführten Sammelsysteme. In der Biotonne werden die Lebensmittelabfälle zusammen mit Gartenabfällen gesammelt und vermischt, so dass keine wirkliche separate Erfassung vorliegt

7.1 LEBENSMITTELABFALLPOTENZIALE IM BEZIRK BERGEDORF

Die Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale erfolgt einwohnerbezogen. Als Eingangsgröße wird daher die Einwohneranzahl und -verteilung in dem betrachteten Gebiet benötigt. Die Genauigkeit der Daten und der Verteilung sind ausschlaggebend für den Detaillierungsgrad der späteren GIS-basierten Potenzialerhebung. Die Einwohnerdaten sind im Allgemeinen beim Amt für Statistik für die einzelnen Baublöcke erhältlich. Detailliertere Daten sind dort vorhanden, jedoch aus Datenschutzgründen nicht zugänglich.

Als Basis der Potenzialbestimmung dienen die Ergebnisse von Abfallsortieranalysen. Sofern für die betrachtete Region keine Abfallsortieranalysen vorliegen, können die in Kapitel 6.5.3 ermittelten Parameter verwendet werden. Die Auswertung der Abfallsortieranalysen zeigt, dass die Lebensmittelabfallpotenziale nicht allein von den Bebauungsstrukturen abhängig sind und die ermittelten Werte aufgrund der bei Abfallsortieranalysen im Allgemeinen angestrebten relativen Zufallsabweichungen von 10 – 35 % (vgl. LfUG Sachsen 1998) nur geringe Unterschiede aufweisen. Für die Einbeziehung von sozialen Faktoren, welche Einfluss auf die Lebensmittelabfallmenge haben können (vgl. Kapitel 6.5.3.5), liegen sowohl für eine Verknüpfung der Einflussfaktoren und der Lebensmittelabfallmengen sowie in Hinblick auf die verfügbaren Einwohnerdaten keine ausreichenden Werte vor. Die Ermittlung der Lebensmittelabfallpotenziale erfolgt daher basierend auf den Einwohnerzahlen und ihrer Verteilung.

In vielen Regionen Deutschlands werden Sortieranalysen von Restabfall von privaten Haushalten durchgeführt. Diese werden meistens mit einer geschichteten Stichprobennahme für Einfamilienhaus- und Mehrfamilienhausgebiete sowie Großwohnanlagen, unterschieden nach Anschluss an die Biotonne, durchgeführt. Sortieranalysen von Bioabfällen werden nicht durchgeführt, sodass in Deutschland keine aktuellen Sortieranalysen von Bioabfällen existieren (Kranert et al. 2012). Je nach Nutzerverhalten wird zumindest ein Teil der Lebensmittelabfälle über die Biotonne entsorgt und fehlt damit in den Mengen der Restabfälle. Daher können die in den Abfallsortieranalysen ermittelten Mengen der an die Biotonne angeschlossenen Haushalte nicht für die Potenzialermittlung herangezogen werden, sofern nicht zusätzlich Ergebnisse einer parallel durchgeführten Bioabfallsortierung vorliegen (vgl. Kapitel 6.5.1).

Insbesondere von den Haushalten in Einfamilienhäusern und Doppelhaushälften ohne Biotonne (EFHoB), aber auch von den EFH mit Biotonne (EFHmB) wird Eigenkompostierung betrieben (vgl. Kapitel 6.5.3.3), sodass die Mengen der EFHoB nicht für die Potenzialermittlung genutzt werden können. Auch durch eine parallel durchgeführte Bioabfallsortierung der EFHmB können die über die Eigenkompostierung verwerteten Mengen nicht ermittelt werden. Für die Bestimmung der technischen Potenziale sind die Daten der EFH ebenso wie die Daten der Haushalte mit Biotonnenanschluss daher ungeeignet. Es sollten stattdessen die Mengen der MFHoB und der GWAoB herangezogen werden, welche zudem keine statistisch signifikanten Unterschiede aufweisen.

7.1.1 Einwohnerzahlen und Einwohnerverteilung im GIS

Im Bezirk Bergedorf wohnten im betrachteten Zeitraum Ende 2009 119.165 Einwohner, welche sich auf die 504 Baublöcke des Bezirks verteilen. Abbildung 63 zeigt, dass in den nordöstlichen Stadtteilen durch die verhältnismäßig kleinen Baublöcke ein deutlich höherer De-

taillierungsgrad besteht, als in den anderen Gebieten. Die Größe der Baublöcke gibt damit den möglichen Detaillierungsgrad vor, sofern keine weitere Verteilung der Einwohner innerhalb der Baublöcke erfolgt.

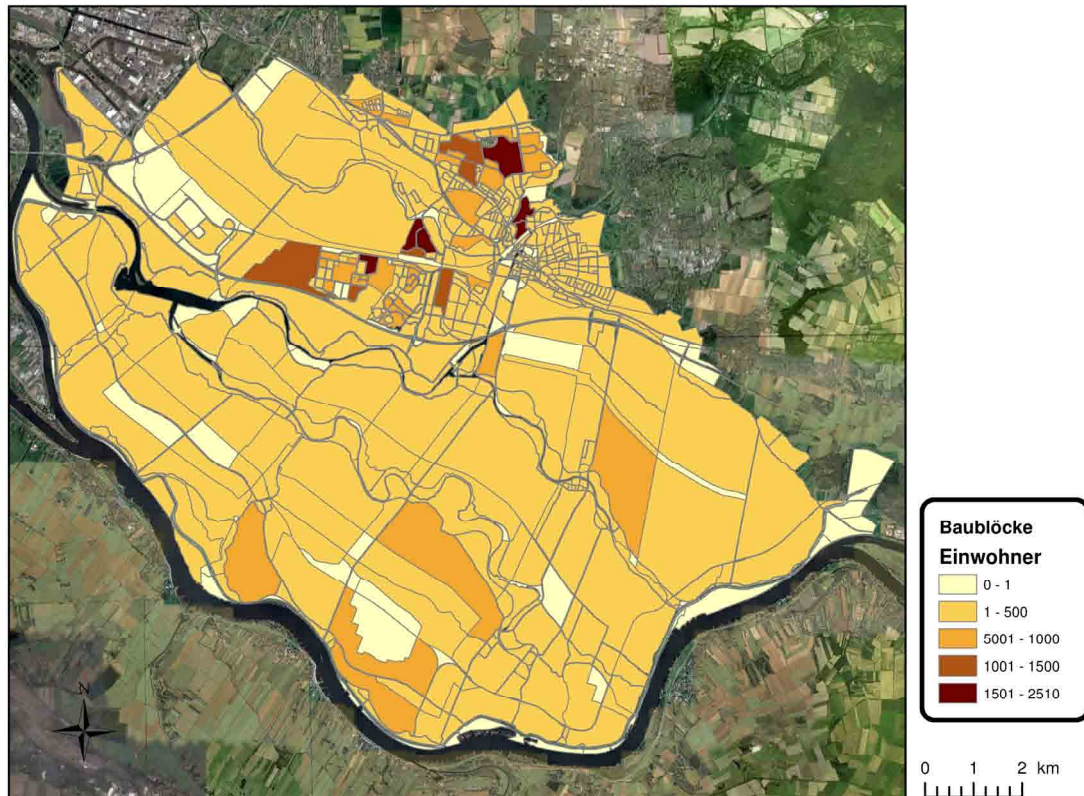


Abbildung 63: Einwohnerverteilung in Baublöcken im Bezirk Bergedorf Ende 2009 (Quelle: Statistik Nord). (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

Eine Verteilung der Einwohner innerhalb des Baublocks auf die Gebäude kann analog der in Kapitel 5.1.1 vorgestellten Verfahren durchgeführt werden. Die kommerzielle Software stand für diese Arbeit nicht zur Verfügung, sodass die Verteilung mittels des kombinierten Ansatzes erfolgt, indem in Baublöcken, in denen sich ausschließlich EFH, DHH und RH befinden (BB1-4), die Gesamteinwohnerzahl gleichmäßig auf die einzelnen Gebäude verteilt wird (Abbildung 64). Hierbei verbleiben die Baublöcke mit gemischter Bebauung (BBmix) und die Baublöcke mit MFH (BB5-8) zu berechnen.

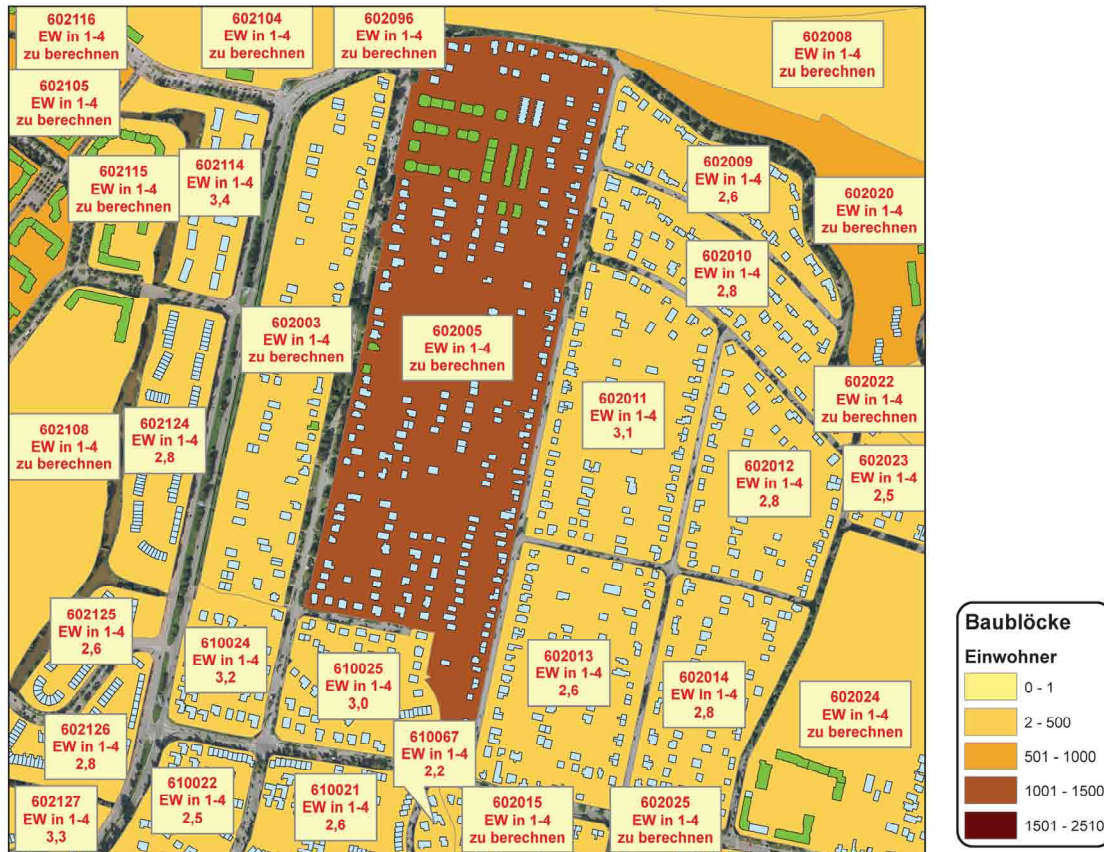


Abbildung 64: Einwohner in Bebauungsstrukturen 1-4 je Baublock (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

In einem zweiten Schritt werden die Einwohnerzahlen der BB5-8 und BBmix anhand der Geschossfläche (GfL) (= Gebäudefläche multipliziert mit der Geschossanzahl, vgl. Kapitel 5.1.1) auf die Gebäude verteilt. Die GfL wird für jedes Gebäude als Gebäudegeschossfläche (GGfL) berechnet und zu der gesamten Geschossfläche des Baublocks (BBGfL) summiert. Die Einwohner des Baublocks (BBEW) werden entsprechend der anteiligen Geschossflächen der einzelnen Gebäude im Baublock (GGfL / BBGfL) verteilt (Gleichung 7.1).

In Abbildung 65 ist die Verteilung beispielhaft anhand von MFH dargestellt. Den 777 Einwohnern des Baublocks 610060 stehen insgesamt 25.537 m² Geschossfläche gegenüber. Für jedes Gebäude wird die anteilige Gebäudegeschossfläche im Baublock (GGfLBB) errechnet, welche die anteilige Einwohnerzahl (EW) des jeweiligen Gebäudes bestimmt.

$$EW_{Geb} = \frac{BBEW}{BBGfL} \cdot GGfL \quad 7.1$$

Die Einwohner können dementsprechend im gesamten Untersuchungsgebiet auf die Gebäude verteilt werden.



Abbildung 65: Verteilung der Einwohner eines Baublocks (BBEW) auf die MFH auf Basis der Anteile der GfI der einzelnen Gebäude (GGFIBB) (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

7.1.2 Bestimmung der Parameter der Lebensmittelabfallpotenziale

Wie in Kapitel 7.1 beschrieben, können die Lebensmittelabfallpotenziale anhand von Abfallsortierungen ermittelt werden. In Kapitel 6.5 ist die Ermittlung der Lebensmittelabfallpotenziale anhand von Abfallsortieranalysen detailliert beschrieben. Die Ergebnisse in Kapitel 6.5.1 zeigen, dass die Unterschiede der berechneten Lebensmittelabfallmengen aus Abfallsortieranalysen verschiedener Städte (Hamburg, Schweinfurt, Wiesbaden) gering sind, sodass zur Bestimmung der Lebensmittelpotenziale die in Kapitel 6.5.3 dargestellten Werte verwendet werden können. Sofern für das Untersuchungsgebiet Abfallsortieranalysen vorliegen, können diese zur Ermittlung der Lebensmittelabfallmengen verwendet werden, wenn sie die Anforderungen der Check-Liste in Tabelle 66 erfüllen. Anschließend kann nach Abbildung 66 verfahren werden. Alternativ können die in Kapitel 6.5 bestimmten Werte verwendet werden. Hierbei ist zu beachten, dass es sich um das technische Potenzial der über den Abfallpfad einsammelbaren Lebensmittelabfälle handelt. Die über den Abwasserpfad entsorgten Potenziale können nicht bestimmt werden. Hierfür ist eine grobe Abschätzung ($3,6 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$) über die genannten Literaturwerte möglich (vgl. Tabelle 40).

Tabelle 66: Check-Liste zur Verwendung von Abfallsortieranalysen zur Bestimmung von Lebensmittelabfallpotenzialen

Liegen Abfallsortieranalysen vor?
Wurde nach Lebensmittelabfall (Küchenabfall) und Gartenabfall / bzw. sonstiger Organik in der Grobfraction unterschieden?
Wurden in der Mittel- und Feinfraction Organikmengen bestimmt?
Wurde die Abfallzusammensetzung für MFH separat bestimmt?
Wurde nach Anschluss an die Biotonnensammlung (sofern vorhanden) unterschieden?
Wurden Mengen je Einwohner bestimmt?

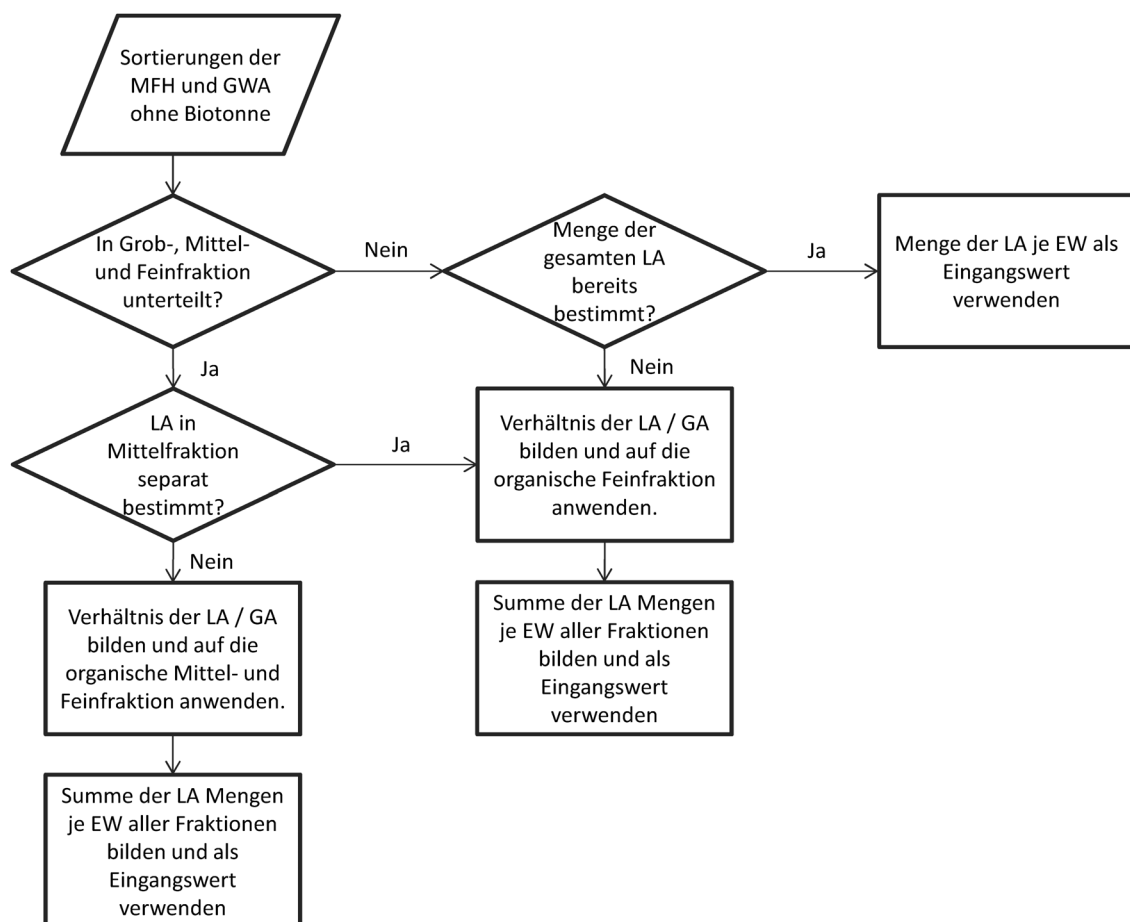


Abbildung 66: Vorgehensweise zur Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale aus Abfallsortieranalysen

Aus den vorliegenden Abfallsortieranaysen konnte ein theoretisches Potenzial von durchschnittlich 62,4 – 70,2 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ bestimmt werden (vgl. Tabelle 49). Hierbei werden technische Reste im Verpackungsabfall (1,4 kg FM EW⁻¹ a⁻¹, vgl. Kapitel 6.5) sowie die über den Abwasserpfad entsorgten Mengen von durchschnittlich 3,6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ nicht mit einbezogen.

Über die dargestellte Ermittlung der theoretischen Lebensmittelabfallpotenziale können keine Aussagen über die Intensität der Eigenkompostierung getroffen werden. Detaillierte Studien über die Eigenkompostierung von Lebensmittelabfällen liegen nicht vor, sodass sich diese nicht in Relation zu bestimmten Eingangsparametern setzen lässt. Die Auswertungen der Befragungen (Kapitel 6.5.3.3) sowie die Auswertung verschiedener internationaler Quellen von Kranert et al. (2012) lassen eine grobe Abschätzung zu. Aus den eigenen Werten konnte für Bergedorf eine Menge von bis zu 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ ermittelt werden.

Nach Wiegel (1991 zit. nach Schmidt 2006) nimmt die Neigung, Eigenkompostierung zu betreiben, mit der Größe des Grundstücks zu. Aus den Werten in von (Wiegel 1991 zit. nach Schmidt 2006) (vgl. Kapitel 6.5.3.4, Tabelle 45) können keine genauen Aussagen über die Menge der kompostierten Lebensmittelabfälle getroffen werden, da diese nicht explizit angegeben werden. Anhand der in Abbildung 41 dargestellten Verlaufskurve kann in Abhängigkeit der Gartengröße die Menge der eigenkompostierten Lebensmittelabfälle abgeschätzt werden. Bei einer durchschnittlichen Gartengröße der EFH von ca. 900 m² liegt die Quote der Eigenkompostierer bei etwa 70 %, sodass im Durchschnitt ca. 14 kg Lebensmittelabfall je Einwohner und Jahr selbst kompostiert werden. Diese Menge kann in den Bebauungsstrukturen 1 – 4 als eigenkompostierte Mengen im theoretischen Potenzial abgeschätzt werden. Für Haushalte mit Gartengrößen unter 200 m², sollte der Wert auf 6 kg verringert werden. Bei Gärten größer 2.000 m² kann von 20 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ ausgegangen werden.

Damit lassen sich die über die Restabfallsammlung einsammelbaren Lebensmittelabfallpotenziale bestimmen. Alternativ kann die Abschätzung im GIS anhand des logarithmischen Verlaufs in Abbildung 41 (Gleichung 6.3) für jedes einzelne Grundstück erfolgen, wobei die eigenkompostierten Mengen bei an die Biotonne angeschlossenen Einwohnern als konstant angenommen werden.

Neben der Biotonne existiert derzeit kein flächendeckendes Sammelsystem, mit dem Lebensmittelabfälle separat gesammelt werden können.

Über die Biotonne kann nicht das gesamte technische Potenzial erfasst werden. Die Ermittlung des über die Biotonne erschließbaren Potenzials erfolgt mit den Werten aus Tabelle 49 in Kapitel 6.5.3.5. (24,1 – 44,8 kg FM EW⁻¹ a⁻¹).

7.1.3 Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale im GIS

Die Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale erfolgt entsprechend der Einwohnerverteilung. Aus dem Liegenschaftskataster kann die Verteilung der Gartengrößen bestimmt werden (Abbildung 67 und Abbildung 68). Daraus ergeben sich für die durchschnittliche Gartengröße der Reihenhäuser ca. 200 m². Es wird daher angenommen, dass die Einwohner der Reihenhäuser 6 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ Lebensmittelabfälle selbst kompostieren. Die durchschnittliche Gar-

tengröße der EFH und DH liegt bei ca. 1.000 m², sodass die eigenkompostierten Mengen mit 14 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ angesetzt werden.

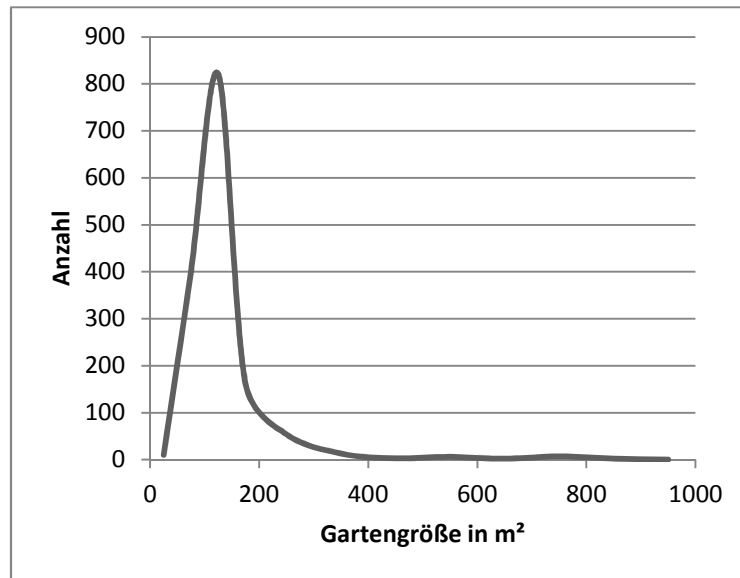


Abbildung 67: Flächengrößen Reihenhäuser

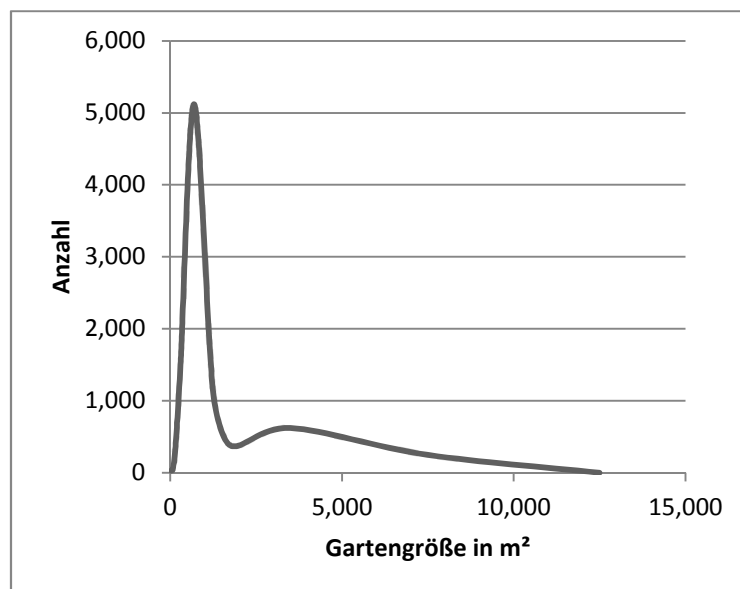


Abbildung 68: Flächengrößen EFH DH

Mit der in Kapitel 7.1.1 dargestellten Methode lassen sich die Einwohner in den Einfamilien-, Doppel- und Reihenhäusern sowie den Mehrfamilienhäusern bestimmen. Zusammen mit den Werten aus Tabelle 49 können damit die Lebensmittelabfallpotenziale berechnet werden (Tabelle 67). Diese können anhand der im GIS berechneten Einwohnerzahlen je Gebäude auf die entsprechenden Gebäude verteilt werden (Abbildung 69).

Tabelle 67: Aus der Verteilung der Einwohner in den Baublöcken berechnete Lebensmittelabfallpotenziale

Gebäude	EW	Techn.	EK	Potenzial Restabfall (keine Biotonne vorhanden)		Potenzial Biotonne	
		Potenzial [kg EW ⁻¹ a ⁻¹]		[kg EW ⁻¹ a ⁻¹]	[Mg]	[kg EW ⁻¹ a ⁻¹]	[Mg]
EFH / DH	44.907	73,3 – 79,3	14	59,3 – 65,3	2.663 – 2.932	41,9	1.882
RH	12.854	73,3 – 79,3	6	67,3 – 73,6	865 – 942	41,9	539
MFH	54.601	62,4 – 70,2		62,4 – 70,2	3.407 – 3.833	25,0 – 28,9	1.365 – 1.577
GWA	5.910	69,2 – 78,0		69,2 – 78,0	409 – 461	29,7 – 38,5	176 – 228
gesamt	118.271				7.344 – 8.169		3.961 – 4.226

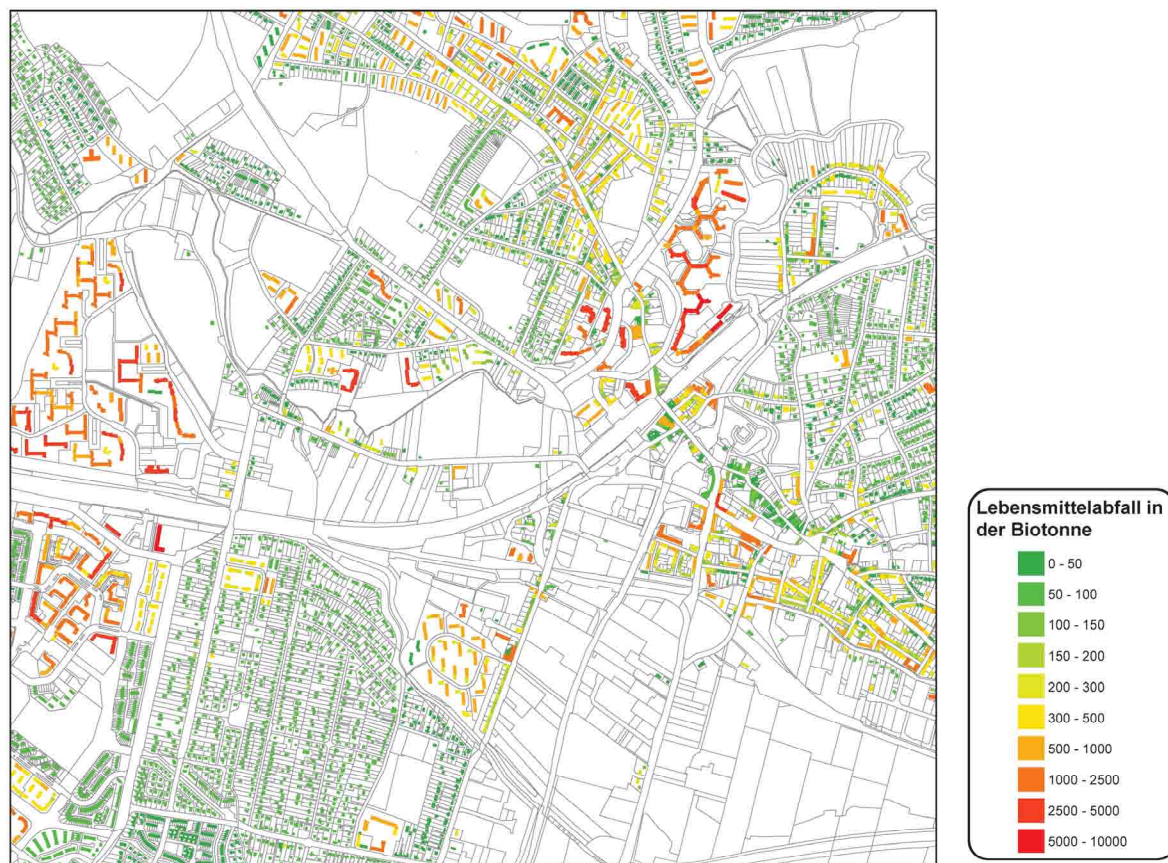


Abbildung 69: Verteilung der Lebensmittelabfallpotenziale in der Biotonne anhand der Einwohner und Gebäudearten (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

Wie in Kapitel 6.5.3.5 beschrieben ist die Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale von Einfamilienhäusern aus Abfallanalysen aufgrund der Möglichkeit zur Eigenkompostierung

nicht möglich. Die tatsächlichen Potenziale weichen jedoch nur geringfügig voneinander ab, sodass die Berechnung für alle Bebauungsstrukturen mit dem aus den Abfallanalysen der MFHoB und GWAoB bestimmten Mittelwert der Lebensmittelabfallpotenziale erfolgen kann. Diese beträgt im Bezirk Bergedorf $70 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Mit dem gleichen Vorgehen wie für die Einzelwerte ergeben sich nur geringfügige Unterschiede (Tabelle 68).

Tabelle 68: Vergleichende Berechnung der über die Allsammlung erschließbaren Lebensmittelabfälle aus individuellen Lebensmittelpotenzialen für jede einzelne Bebauungsstruktur und mit dem Durchschnittswert aus MFH und GWA

Berechnungsweg	EW	Potenzial Restabfall (keine Biotonne vorhanden)	Potenzial Biotonne
Gesamt aus individuellen Potenzialen	118.271	7.947 Mg a^{-1}	4.093 Mg a^{-1}
Gesamt aus Durchschnittswerten		7.573 Mg a^{-1}	4.302 Mg a^{-1}

Dies gilt analog auch für die vergleichende Berechnung der eigenkompostierten Mengen mit den auf Basis der durchschnittlichen Gartengrößen gebildeten Durchschnittswerten im Vergleich mit der Einzelfallberechnung mit den genauen Gartengrößen nach Gleichung 6.3 (Tabelle 69).

Tabelle 69: Vergleichende Berechnung der über die Restabfallsammlung erschließbaren Lebensmittelabfälle von EFH unter Berücksichtigung der Eigenkompostierung in Abhängigkeit der Gartengröße zwischen der Verwendung von Durchschnittswerten und der Bestimmung für jedes einzelne Flurstück

Berechnungsweg	Lebensmittelpotenzial im Abfall [Mg a ⁻¹]
Durchschnittliche Gartengröße	3.829
Einzeln je Grundstück	3.871

7.2 GARTENABFÄLLE

Die Ermittlung der Gartenabfallpotenziale erfolgt, wie in Kapitel 5.1.2 beschrieben, flächenbezogen mittels der Gartenflächen der Privathaushalte. Basis für die Bestimmung der flächenbezogenen Potenziale bilden die durchgeführten Sortieranalysen der Biotonnen, deren Mengen auf die Gartenflächen der Haushalte bezogen wurden (Kapitel 6.6.2) sowie die Auswertung der Fragebögen in Zusammenhang mit den auf dem Recyclinghof abgegebenen Grünabfallmengen in Bezug auf die eigenkompostierten Mengen.

Im Unterschied zu den Lebensmittelabfällen, welche über die deutschlandweit durchgeführten Restabfallanalysen abgeschätzt werden können, werden die über die Biotonnen entsorgten Bioabfallmengen im Allgemeinen nicht analysiert. Eine entsprechende Datengrundlage, wel-

che auf tatsächlich vorgefundenen Mengen und Zusammensetzungen basiert, steht damit nicht zur Verfügung. Ebenso zeigt sich, dass die in der Literatur angegebenen Werte zum Teil nicht die in privaten Gärten vorhandene Realität widerspiegeln und es sich, wie im Fall von Rasenschnitt, um unter optimierten Bedingungen ermittelte Aufwuchsmengen handelt oder Werte von anderen Grünflächen (z.B. Waldränder und Futter- und Weidegräser) zur Abschätzung der Rasenschnitt- und Gehölzmengen (vgl. Kapitel 2) verwendet werden. Oftmals ist die genaue Herkunft der Werte nicht nachvollziehbar und es werden keine Angaben zu jahreszeitlichen Schwankungen gemacht. Zusätzlich wird kein oder kein genauer Flächenbezug hergestellt (Bioabfallmengen werden im Allgemeinen auf Einwohner bezogen), sodass auch diese Werte nur für sehr grobe Abschätzungen der Potenziale zu verwenden sind.

Insbesondere die in der Literatur angegebenen Rasenschnittmengen (vgl. Kapitel 6.6) basieren auf optimierten Versuchsbedingungen in Bezug auf Düngung, Bewässerung und Beschattung. Des Weiteren unterliegt die Rasenschnittmenge einer klima-, standort- und pflegebedingten Variationsbreite, deren Einflussparameter zu einem Großteil nicht ermittelt werden können (vgl. Kapitel 6.6). Um dennoch eine Potenzialbestimmung durchführen zu können und in Hinblick auf den späteren Verwertungsweg ist es sinnvoll, die Gartenabfälle in Rasenschnitt und sonstige Gartenabfälle zu unterscheiden.

Die in Kapitel 6.6 ermittelten Potenziale, jahreszeitlichen Schwankungen und die Zusammensetzung stellen damit eine Grundlage zur flächenbezogenen Gartenabfallpotenzialermittlung dar. Hierfür werden aus den Geodaten die Flurstücke mit Wohnbebauung ermittelt (vgl. Kapitel 5.1.1) und die Gartenflächen (unbebaute Fläche) durch Auswertung des Liegenschaftskatasters bestimmt (vgl. Kapitel 5.1.2). Die Gartenflächen können alternativ durch eine Luftbilddauswertung ermittelt werden, mit der die Bestimmung der durchschnittlichen Gartenstrukturen erfolgt (vgl. Kapitel 5.1.3). Den jeweiligen Flächen werden über die Berechnungsparameter, die in Kapitel 6.6.9 zusammengefasst sind, die entsprechenden Potenziale zugeordnet, wodurch gleichzeitig eine räumliche Verteilung stattfindet.

7.2.1 Flurstücke mit EFH, DH und RH Bebauung

Für die Ermittlung der Gartenabfallpotenziale werden Flurstücke mit EFH, DH und RH betrachtet. Das Vorgehen bei der Ermittlung der benötigten Gartenflächen lässt sich in die folgenden Teile aufgliedern:

1. Extrahieren aller Flurstücke mit Wohnbebauung
2. Auswahl aller Flurstücke mit EFH, DH und RH Bebauung
3. Entfernen aller Gebäudegrundflächen von den Flurstücksflächen
4. Neuberechnung der Flächen
5. Luftbilddauswertung / Ermittlung der Gartenstrukturen
6. Zuordnung der Berechnungsparameter

Im Liegenschaftskataster (DSGK / ALK / ALKIS) können alle Flurstücke mit Wohnbebauung über die tatsächliche Nutzung ausgewählt werden. Um die Flurstücke mit EFH, DH und RH zu extrahieren werden die Daten der Gebäude mittels der in Kapitel 5.1.2 beschriebenen Vor-

gehensweise auf die Flurstücke übertragen und alle Flurstücke mit Gebäuden der Gebäudenutzung 1311, 1321 und 1331 in ein neues *Shapefile* exportiert.

Anschließend werden die Gebäudeflächen aller Nutzungsarten von den Flurstücken entfernt (*ERASE-Funktion*) und die verbleibenden Flächengrößen neu berechnet (Abbildung 70). Die verbleibenden Flurstücksflächen stellen die offiziell unbebauten Flächen dar, für die mit den in Kapitel 6.6.9 in Tabelle 65 zusammengefassten Berechnungsparametern für „Unbebaute Flächen nach Liegenschaftskataster“ das technische und das erschließbare Potenzial Grünabfall berechnet werden kann.



Abbildung 70: Unbebaute Fläche der Flurstücke mit EFH, DH oder RH Bebauung (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)



Abbildung 71: Ermittlung der Gesamtfläche und der unbebauten Fläche eines Flurstücks (DSGK Hamburg und DOP10 ©Freie und Hansestadt Hamburg, Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, www.geoinfo.hamburg.de)

Hierbei wird zur Ermittlung der Jahressummen für jedes Flurstück einzeln die unbebaute Fläche mit dem Berechnungsparameter für das technische Potenzial $p_{GA,unbebaut,a,te}$ oder das er-

schließbare Potenzial $p_{GA,unbebaut,a,e}$ multipliziert. Mittels der Matrix $G_{GA,mon}$ wird die aus den Bioabfallsortierungen bestimmte jahreszeitliche Verteilung durch Multiplikation mit den Potenzialen bestimmt. Die Flächenermittlung für ein einzelnes Flurstück ist in Abbildung 71 dargestellt.

Sofern die Möglichkeit besteht, eine Luftbildauswertung vorzunehmen, kann die Gartenstruktur anhand dieser ermittelt werden (vgl. Kapitel 5.1.3). Hierbei werden die Flächen ohne Bewuchs ermittelt und zusätzlich zu den Gebäuden von den Flurstücksflächen abgezogen. Zur Berechnung werden die Berechnungsparameter $p_{GA,bewachsen,a,te}$ und $p_{GA,bewachsen,a,e}$ für die „Bewachsene Fläche aus Luftbildauswertung“ (Tabelle 65) verwendet. Alternativ kann eine Unterscheidung in Rasenflächen, andere Grünflächen (Bäume, Büsche, Beete) und Flächen ohne Bewuchs erfolgen, wofür die Berechnungsparameter für die „Aufteilung in Rasen und sonstige bewachsene Fläche“ (Tabelle 65) verwendet werden können. Eine weitere Unterteilung ist aufgrund der in Kapitel 6.6.2 beschriebenen Fehleranfälligkeit bei der Klassifizierung und Zuordnung der Gartenflächen sowie der großen Varianzen bei den Einzelfraktionen bei einer Bioabfallsortierung (Kapitel 6.6.7) nicht zu empfehlen.

Wird keine Luftbildauswertung vorgenommen, können die für den Bezirk Bergedorf ermittelten Werte für die Zusammensetzung der unbebauten Fläche aus Abbildung 62 zur Abschätzung der Gartenabfallpotenziale verwendet werden. Den jeweiligen Flächen werden dann die Werte aus Tabelle 65 zugeordnet.

Für das Beispielflurstück ergeben sich damit die in Tabelle 70 dargestellten Flächenanteile.

Tabelle 70: Berechnung der technischen und über die Abfallsammlung erschließbaren Potenziale des Beispielflurstücks

	unbebaut	Grünfläche	Rasen	Grün ohne Rasen
Flächenaufteilung	100 %	70 %	31 %	39 %
Fläche [m ²]	1.760	1.232	546	686
Fläche	$A_{unbebaut,i}$	$A_{bewachsen,i}$	$A_{Rasen,i}$	$A_{GrünohRasen,i}$
technisches Potenzial [Mg a ⁻¹]	$P_{GA,unbebaut,a,te}$ 1,73 – 3,30	$P_{GA,bewachsen,a,te}$ 1,77 – 3,39	$P_{Rasen,Rasen,a,te}$ 0,35 – 0,78	$P_{GAohRasen,GrünohRasen,a,te}$ 1,48 – 2,71
erschließbares Potenzial [Mg a ⁻¹]	$P_{GA,unbebaut,a,e}$ 1,13 – 2,00	$P_{GA,bewachsen,a,e}$ 1,18 – 2,10	$P_{Rasen,Rasen,a,e}$ 0,20 – 0,35	$P_{GAohRasen,GrünohRasen,a,e}$ 1,04 – 1,84

Die aus der Luftbildauswertung (Kapitel 6.6.3) ermittelte durchschnittliche Gartenzusammensetzung weicht geringfügig von den Gartenstrukturen der bei den Abfallanalysen betrachteten

Grundstücke ab. Dadurch und durch Rundungsfehler ergeben sich Unterschiede bei der Berechnung der Gesamtmengen für die einzelnen Bezugsflächen von bis zu 10 %.

Die monatliche Verteilung wird durch Vektor in Gleichung 6.11 beschrieben. Mit ihr kann mit Gleichung 6.10 und dem entsprechenden $\vec{t}_{mon}$ die im jeweiligen Monat entstehende Rasenschnittmenge berechnet werden.

Für den Monat Juni z.B. wird $\vec{t}_{mon} = (0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 1 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0)$ gesetzt. Das Skalarprodukt mit $\vec{g}_{Rasen,mon}$ ergibt damit 0,264. Die Rasenfläche des Flurstücks beträgt $A_{Rasen,i} = 546 \text{ m}^2$ (Tabelle 70).

Das jährliche technische Rasenschnittpotenzial $p_{Rasen,Rasenflächen,a,te}$ beträgt 0,6 – 1,4 kg FM $\text{m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Damit errechnet sich für

$$P_{Rasen,mon,te,min} = 0,264 \cdot 546 \text{ m}^2 \cdot 0,6 \text{ kg FM m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1} = 87 \text{ kg FM}$$

bzw.

$$P_{Rasen,mon,te,max} = 0,264 \cdot 546 \text{ m}^2 \cdot 1,4 \text{ kg FM m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1} = 202 \text{ kg FM}$$

Die Berechnung kann für alle Flurstücke im Bezirk im GIS durchgeführt werden. Für die rund 15.000 Flurstücke mit EFH, DH und RH-Bebauung ergeben sich damit die in Tabelle 71 dargestellten Potenziale.

Tabelle 71: Für den Bezirk Bergedorf über unbebaute Flächen, Grünflächen und getrennt nach Rasen und Grün ohne Rasen berechnete Gartenabfallpotenziale von EFH, DH und RH

	unbebaut	Grünfläche	Rasen	Grün ohne Rasen
Flächenaufteilung	100 %	70 %	31 %	39 %
Fläche [m^2]	13.530.853	9.471.597	4.194.564	5.277.033
Technisches Potenzial $P_{GA,te}$ [Mg a^{-1}]	13.291 – 25.342	13.626 – 26.087	2.701 – 5.969	11.392 – 20.813
erschließbares Potenzial [Mg a^{-1}]	8.690 – 15.372	9.106 – 16.108	1.526 – 2.700	8.015 – 14.177

Die in Kapitel 6.6 bestimmten Matrizen lassen eine Abschätzung der Zusammensetzung der Gartenabfälle zu. Die Matrix $G_{GA,mon}$ (Gleichung 6.7) gibt die prozentuale Verteilung der Bioabfälle wieder. Sie kann mit dem erschließbaren oder technischen Potenzial multipliziert werden. Die Matrix wurde der Übersichtlichkeit halber in Prozent angegeben, weswegen die Werte noch durch 100 dividiert werden müssen.

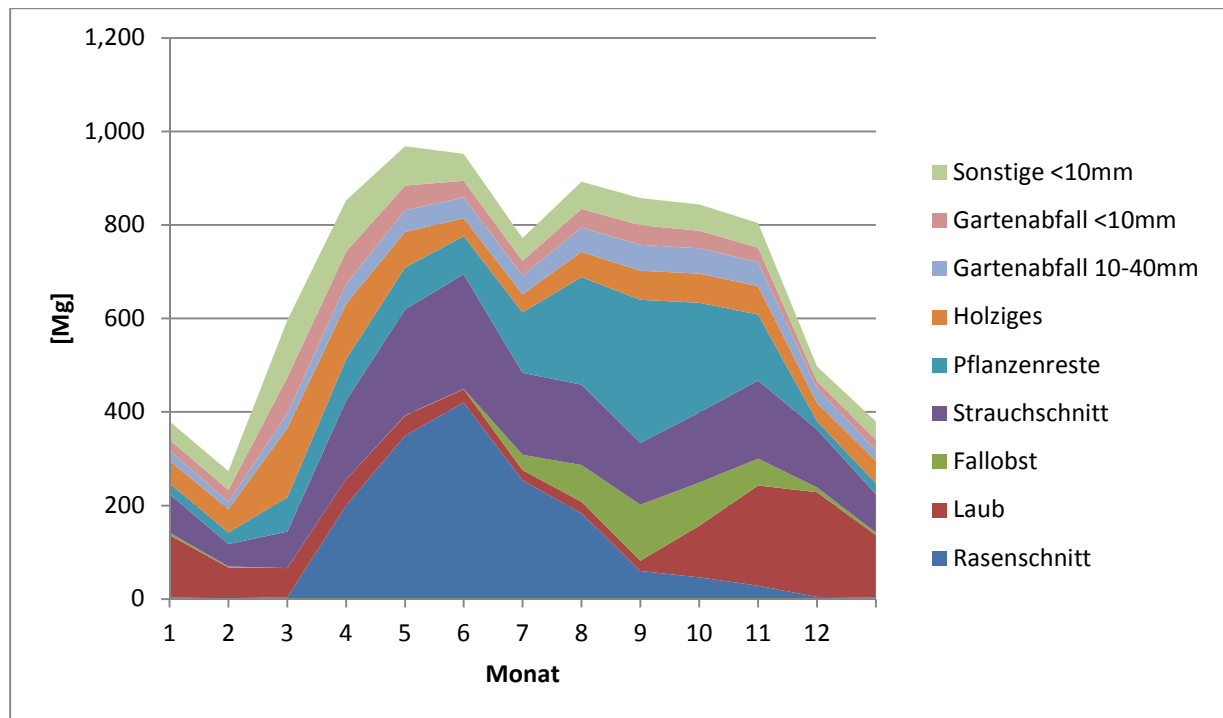


Abbildung 72: Jahreszeitlicher Verlauf der Mengen und Zusammensetzung des Gartenabfalls

Damit ergibt sich beispielhaft aus dem Minimum des erschließbaren Potenzials $p_{GA,unbebau,a,e} = 8.690 \text{ Mg a}^{-1}$ der in Abbildung 72 dargestellte jahreszeitliche Verlauf und die Zusammensetzung der Gartenabfälle.

7.2.2 Anpassung der Berechnungsparameter

In Kapitel 6.6 wurden durch Bioabfallsortieranaysen Parameter zur Bioressourceninventur für das betrachtete Modellgebiet bestimmt und anhand der eingesammelten Bioabfallmengen verifiziert. Aufgrund der vielfältigen Einflussgrößen und der großen Varianzen der einzelnen Sortierfraktionen sind für die Anpassung der Berechnungsparameter umfangreiche Untersuchungen notwendig. Der Ansatz des Bezugs der einzelnen Sortierfraktionen auf die jeweiligen unterschiedlichen Gartenflächen zeigt in der praktischen Umsetzung zu hohe Fehleranfälligkeit, sodass auch aus Gründen einer nachfolgenden Verwertung, nur in Rasenschnitt und sonstige Grünabfälle unterschieden werden sollte. Es wurde gezeigt, dass sich der Rasenaufwuchsverlauf auch innerhalb des approximierten Jahresverlaufs der Bioabfallzusammensetzung identifizieren lässt, sodass dieser als Grundlage zur Ermittlung der Rasenschnittmengen verwendet werden sollte.

Für den Nord- bis Mitteldeutschen Raum konnte der Rasenaufwuchsverlauf in Abbildung 45 in Kapitel 6.6.1 bestimmt werden. Es zeigt sich, dass aufgrund der möglichen Fehler für die Rasenschnittmengen mit einer Spanne von $644 - 1.423 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ gerechnet werden muss (vgl. Kapitel 6.6.7). Für den süddeutschen Raum empfiehlt es sich, die in Hohenheim ermittelte Aufwuchsverlaufskurve von Hope & Schulz (1983) zu verwenden bzw. weitere Untersuchungen, z.B. durch die Auswertung von min. 30 einzelnen Rasenflächen in Privatgärten (vgl. Kapitel 6.6.8) durchzuführen. Als Alternative zu den hier vorgestellten Werten bleibt einzig die Möglichkeit ähnliche Untersuchungen in dem betreffenden Gebiet durchzuführen, wobei

allein durch die Sortierung der einzelnen Biotonnen und die Zuordnung zu den jeweiligen entsprechenden Grundstücken nur die über die Abfallsammlung entsorgten Mengen beinhaltet und 30 – 40 % der Gartenabfälle damit nicht erfasst würden.

Insgesamt kann aufgrund der bereits großen Fehlerwahrscheinlichkeiten und Schwankungsbreiten der klimatische Einfluss keine Betrachtung finden. Hierfür wären sehr viel detailliertere, artenspezifische Untersuchungen notwendig, welche einerseits kaum mit vertretbarem Aufwand durchführbar, andererseits nicht im GIS zuordenbar wären, da die Bestimmung von Pflanzenarten über Luftbilder nur in sehr begrenztem Umfang möglich ist. Zusätzlich können die das Wachstum bestimmenden Einflussfaktoren, wie Beschattung, Nährstoffverfügbarkeit und Pflege nicht ermittelt werden, sodass selbst die Kenntnis der genauen von den Einflussparametern abhängigen Wachstumsparameter keine genauere Abschätzung der Gartenabfallmengen zuließe. Es sind daher weitere ähnliche Untersuchungen vorzugsweise in anderen Deutschen Gebieten notwendig und zu begrüßen, um die hier ermittelten Parameter übertragbar und für andere Regionen Deutschlands anpassbar und verifizierbar machen zu können. Da in Deutschland derzeit keine ähnlichen, verifizierbaren Daten zur Potenzialanalyse vorliegen, wird empfohlen, für eine GIS-basierte Bioressourcenpotenzialanalyse die in dieser Arbeit ermittelten Werte zur Abschätzung zu verwenden.

8 WEITERE ORGANISCHE ABFÄLLE

Die Zuordnung der Berechnungsparameter zu den Flächendaten kann analog zu den Bioressourcen aus Privathaushalten für weitere Bioressourcen durchgeführt werden. Zu den in Kapitel 4.1.1 dargestellten Bioressourcen liegen bereits umfangreiche Parameterzusammenstellungen vor, sodass diese als Berechnungsparameter im GIS den jeweiligen Eingangsdaten zugeordnet werden können. Alternativ können über die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Methoden weitere Berechnungsparameter ermittelt werden. Besonders für die jahreszeitliche Verteilung liegen oftmals keine Parameter vor, was zum Teil daran liegt, dass diese in hohem Maße von der Bewirtschaftung abhängt und demnach die Aufwuchsparameter nur in Kombination mit Bewirtschaftungsparametern Aussagekraft besitzen. Zum Beispiel werden vertragliche Naturschutzflächen nach den Vertragsbedingungen der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Abteilung Naturschutz (NR 314) bewirtschaftet und dementsprechend nur von Juli bis September gemäht. Der Mahdgutanfall beschränkt sich demnach auf diesen Zeitraum, was zudem aufgrund des späten Mahdtermins geringere Erträge zufolge hat. Die in den nachfolgenden Kapiteln beschriebenen Parameter können daher für die Bioressourcenpotenzialbestimmung und die Abschätzung weiterer verwertungsrelevanter Parameter verwendet werden. Eine Abstimmung mit den bewirtschaftenden Stellen, wie den zuständigen Ämtern und Direktionen, Landwirten und Unternehmen, ist jedoch für die Ermittlung detaillierterer Daten in Hinblick auf chemische und physikalische Parameter, die tatsächliche Erschließbarkeit sowie das jahreszeitliche Aufkommen sinnvoll.

Die in Tabelle 1 angegebenen Stoffströme können in die in Tabelle 72 angegebenen Herkunftsflächen unterteilt werden. Die jeweiligen Parameter der Bioressourcenpotenziale und weiterer verwertungsrelevanter Eigenschaften werden im Folgenden exemplarisch für öffentliche Grünflächen, Verkehrsflächen und Flächen der Landschaftspflege dargestellt. Die weiteren Parameter können verschiedenen Studien von IZES (2011), Dinter & Moritz (1989), Heck et al. (2004), Lemcke (2009), Wagner et al. (2012), Meinhardt et al. (2000 zit. in Wolff 2004), Rösch (2006), Rommeiß et al. (2006), Schürmer & Schemmer (1989), Thrän et al. (2009), Vogt (2002) sowie einer Vielzahl von Biomassepotenzialstudien entnommen werden.

Tabelle 72: Herkunftsflächen der Bioressourcen

Öffentliche Grünflächen	Erholungsflächen, Campingplätze, Park- und Sportplätze
Verkehrsflächen	Bahnstrecken, Straßen, Ufer und Böschungen von Wasserverkehrsstraßen
Landschaftspflege	Vertragliche Naturschutzfläche, Ausgleichsflächen, Naturschutzgebiete, Knicks und Landschaftshecken
Landwirtschaft	Ackerbau, Obstplantagen, Energiepflanzenanbau, Futterwiesen, Mähweiden
Forstwirtschaft	Wirtschaftswald, naturnaher Wald, Urwald
Industrie, Gewerbe und Sonstige	Pferdeställe, Gaststätten und Kantinen, Krankenhäuser, Kasernen, öffentliche Einrichtungen, Lebensmittelhandel und -industrie

8.1 BIORESSOURCEN VON ÖFFENTLICHEN UND ANDEREN GRÜNFLÄCHEN

Zu den öffentlichen und anderen Grünflächen zählen Erholungsflächen, Campingplätze sowie Park- und Sportplätze (Wagner et al. 2012). Ebd. gibt für Campingplätze sowie Park- und Sportflächen für Rasenschnitt Feuchtmasseerträge von Kaltschmitt et al. (2003) ($1,4 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), Vogt (2002) ($2,0 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und Lemcke (2009) ($1,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) an.

Kaltschmitt (2009) schätzt basierend auf Schürmer & Schemmer (1989) und Dinter et al. (1997) die in öffentlichen Grünanlagen entstehende holzartige Frischmasse mit 1,8 bis $7,0 \text{ Mg FM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ab und gibt zu bedenken, dass allgemeingültige Aussagen über die Menge infolge unterschiedlicher Pflegekonzepte, Bestandsdichten und Altersstrukturen der Baum- und Strauchbestände nicht sinnvoll seien.

Rösch (1996) gibt für Feldgehölze und Hecken sowie Grünanlagen und Friedhöfe, eine jährliche Zuwachsrate von 5 Mg FM ha^{-1} und einen technisch erfassbaren Anteil von 70 % (Friedhöfe 90 %) an.

Eine weitere Möglichkeit ist die Abschätzung über die im Baumkataster angegebenen Bäume. Projects energy (2011) errechnet einen spezifischen Ertrag aus Baumpflegemaßnahmen von $15,5 \text{ kg TM je Baum und Jahr}$. Aus den durch Umfragen bei Baumpflegebetrieben im Bezirk Bergedorf ermittelten Mengen (Baumgärtner 2011) lässt sich mit Bezug auf die Anzahl der Straßenbäume im Hamburger Baumkataster ein Ertrag von $10 \text{ kg TM je Baum und Jahr}$ errechnen.

Laut Krauter & Schulz (1992a, 1992b zit. nach Rösch 1996) liegt das Aufwuchspotenzial gehölzfreier Grünflächen je nach Produktivität und Bepflanzung zwischen 13 und $30 \text{ Mg FM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit einem TS-Gehalt von ca. 30 %. Alternativ können die Rasenaufwuchsmengen aus Kapitel 6.6.4 verwendet werden, wobei bei der Bestimmung des erschließbaren Potenzials die Bewirtschaftungsweise mit einbezogen werden muss, da viele Flächen in Grünanlagen aus ökonomischen Gesichtspunkten gemulcht werden, sodass das Material auf den Flächen verbleibt. Weitere verwertungsrelevante Eigenschaften von Grünabfall und Rasenschnitt können aus Tabelle 34 in Kapitel 6.2 entnommen werden.

Die Bestimmung der relevanten Flächen kann mit den in Kapitel 4.2.5 beschriebenen Methoden aus Luft- und Satellitenbildern oder ATKIS erfolgen. Bei Rösch (1996) finden sich Angaben für die Anteile der Gehölzflächen von 42 % und von Friedhofsflächen von 20 % der Grün- und Erholungsflächen.

8.2 BIORESSOURCEN VON VERKEHRSFLÄCHEN

Zu den Grünabfällen von Verkehrsflächen zählen die bei Pflegemaßnahmen an den an Straßen und Schienen wachsenden Pflanzen anfallenden Bioressourcen. Diese können in Grasnchnitt, Gehölzschnitt und Bankettschälgut unterteilt werden und fallen auf Rasenflächen auf Mittelstreifen, Trennstreifen, Seitenstreifen, Sichtflächen, Park- und Rastplätzen, in Entwässerungsgräben und -mulden sowie bei Gehölzflächen und Einzelbäumen, Biotopen und bepflanzten Sonderstandorten an (vgl. Rommeiß et al. 2006).

Pflanzliche Materialien von Verkehrswegebegleitflächen können aufgrund des Verkehrs mit Schadstoffen (z.B. Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) aus Reifenabrieb) belastet sein. Eine Verwertung und die nachfolgende Nutzung der Reststoffe

unterliegen daher ggf. Einschränkungen. In den Hinweisen zum Vollzug der BioAbfV vom 7. Januar 2014 (BLAG 2014) wird z.B. empfohlen Mähgut von Straßen vorzugsweise an Ort und Stelle zu belassen oder alternativ in einer zentralen Kompostierungsanlage zu Verwerten. Die Eignung dieser Materialien für eine Verwertung ist daher zu überprüfen.

Entlang von Bahnstrecken wird in der Regel beidseitig ein Randstreifen in Abhängigkeit der Geschwindigkeitskategorie in einer Tiefe von 4 bis 8 m, im Bereich von Oberleitungen in einer Breite von 2,5 – 8 m gepflegt. Signalanlagen und Bahnübergänge werden freigehalten (Raussen et al. 2010a).

Während für Bahnstrecken keine verlässlichen Werte vorliegen, kann das Aufkommen von Straßenbegleitgrün anhand von Literaturwerten abgeschätzt werden.

Kaltschmitt et al. (2009) geht für das spezifische Aufkommen an holzigem Pflegeschnitt aus der Straßenrandpflege von zwischen 1 und 4 Mg FM km⁻¹ a⁻¹ aus und gibt in Abhängigkeit der Bepflanzungsdichte und der Grünstreifenbreite bzw. vom Straßentyp für Gemeindestraßen rund 1 Mg FM km⁻¹ a⁻¹, bei Bundes-, Landes- und Kreisstraßen ca. 1 bis 2 Mg FM km⁻¹ a⁻¹ und bei Bundesautobahnen etwa 3 bis 4 Mg FM km⁻¹ a⁻¹ an.

Laut Rommeiß et al. (2006) beträgt die durchschnittliche jährliche Aufwuchsmenge von Gehölzschnitt an Straßen 5 Mg FM ha⁻¹. Er rechnet die potenzielle Gehölzmenge pro Kilometer Streckenlänge über die Pflegefläche von Straßenmeistereien (0,2 bis 0,4 ha km⁻¹) und Autobahnmeistereien (0,6 bis 0,8 ha km⁻¹) um, woraus sich ein technisches Potenzial von 1 bis 2 Mg FM km⁻¹ a⁻¹ im Bereich der Straßenmeistereien und 3 bis 4 Mg FM km⁻¹ a⁻¹ für Autobahnmeistereien ergibt. Ebd. gibt Ernteverluste in Höhe von 7,5 % nach IE (2004 zit. nach Rommeiß 2006) an.

Auf Basis der in der „Richtlinie für die Anlage von Straßen – Teil: Querschnitt (RAS-Q)“ angegebenen Regelquerschnitte lassen sich die folgenden spezifischen Mengen für unterschiedliche Straßenkategorien abschätzen. Es wird angenommen, dass die Mittelstreifen und Bankette als Grünstreifen ausgebildet sind. Hieraus ergeben sich die Mittelwerte der von Rommeiß et al. (2006) angegebenen Flächen und Mengen von 0,3 ha km⁻¹ und 1,5 Mg FM km⁻¹ und für Straßenmeistereien sowie 0,7 ha km⁻¹ und 3,5 Mg FM km⁻¹ für Autobahnmeistereien.

Tabelle 73: Zusammensetzung von Straßenquerschnitten nach RAS-Q

	Fahrstreifen	Mittelstreifen	Seiten- und Randstreifen	Bankette
Bundesautobahnen	4 x je 3,5 m	4 m	2 x je 2,5 m	2 x je 1,5 m
Bundesstraße	2 x je 3,5 m	---	2 x je 0,25 m	2 x je 1,5 m
Hauptverkehrsstraße	2 x je 2,75 m	---	---	2 x je 1,5 m
Bezirksstraße	2 x je 2,75 m	---	---	2 x je 1,5 m

Hierbei werden Erfassungsquoten für Gehölzschnitt von 10 – 30 % (Kaltschmitt et al. 2009) und 20 % (Rommeiß 2006) angegeben. Diese fallen aufgrund eines verstärkt kostenorientier-

ten Pflegebetriebs deutlich geringer aus, als die von (Rösch 1996) und Kaltschmitt & Hartmann (2001 zit. nach Rommeiß 2006) angegebene Erfassungsquote von 70 %.

Unter der Annahme, dass die Werte für Gemeindestraßen auch für Hauptverkehrs- und Bezirksstraßen gilt und dass das Material nicht aus Kostengründen gemulcht, sondern abgeräumt wird (70 %), ergeben sich daraus die in Tabelle 74 dargestellten Potenziale.

Tabelle 74: Potenziale für holzigen Pflegeschnitt aus der Straßenrandpflege nach Kaltschmitt et al. (2009) und Rommeiß et al. (2006)

Straßenkategorie	Spezifischer Anfall [Mg FM km ⁻¹ a ⁻¹]	Technisches Potenzial [Mg FM km ⁻¹ a ⁻¹]	Erschließbares Potenzial [Mg FM km ⁻¹ a ⁻¹]
Bundesautobahn	3,5	3,24	2,27
Bundesstraße	1,5	1,39	0,97
Hauptverkehrsstraße	1,0	0,93	0,65
Bezirksstraße	1,0	0,93	0,65

Die Grasschnittpflgeflächen gibt Rommeiß et al. (2006) mit 0,6 bis 0,7 ha km⁻¹ für Straßenmeistereien sowie 1,2 bis 2,3 ha km⁻¹ für Autobahnmeistereien an und errechnet mit den spezifischen Aufwuchsmengen von 8 Mg FM ha⁻¹ a⁻¹ (extensive Pflege) bzw. 13 Mg FM ha⁻¹ a⁻¹ (intensive Pflege) Grasschnittmengen nach Rösch (1996 zit. in Rommeiß 2006) ein technisches Potenzial für Straßenmeistereien zwischen 6,2 bis 6,3 Mg FM / km sowie für Autobahnmeistereien zwischen 16,5 bis 24,7 Mg FM km⁻¹. Edb. geht von Ernteverlusten von 10 % und Verlusten bei der Silierung von 5 % aus.

Laut Schütt (2011) ermittelt auch die Bundesanstalt für Straßenwesen die gleichen Werte aus dem durchschnittlichen Aufwuchs von 10,25 Mg FM ha⁻¹ a⁻¹ jährliche Grasschnittmengen von 6,2 bis 6,3 Mg FM km⁻¹ für Straßenmeistereien und für Autobahnmeistereien 16,5 bis 24,7 Mg FM km⁻¹ und rechnet mit Ernteverlusten von 15 %.

Tabelle 75: Potenziale für Grasschnitt aus der Straßenrandpflege nach Kaltschmitt et al. (2009) und Rommeiß et al. (2006)

Straßenkategorie	Spezifischer Anfall [Mg FM km⁻¹ a⁻¹]	Technisches Potenzial [Mg FM km⁻¹ a⁻¹]	erschließbares Potenzial [Mg FM km⁻¹ a⁻¹]
Bundesautobahn	20,6	18,54	12,98
Bundesstraße	6,25	5,63	3,94
Hauptverkehrsstraße	4,17	3,75	2,63
Bezirksstraße	4,17	3,75	2,63

Kaltschmitt et al. (2003) gibt für das durchschnittliche Aufkommen aus der Straßenrandpflege in Deutschland ein technisches Potenzial von 3 bis 5 Mg FM pro Kilometer Straße und Jahr an. Wird auch hierfür angenommen, dass von Hauptverkehrs- und Bezirksstraßen ein Drittel geringere Mengen zu erwarten sind und dass das Material zu 70 % abgeräumt wird, ergeben sich daraus ohne Silierverluste die in Tabelle 75 dargestellten Potenziale.

In Umfragen unter GaLa-Betrieben, Baumpflegerern und Recyclinghöfen in Hamburg - Bergedorf wurde von Baumgärtner (2011) eine jahreszeitliche Verteilung ermittelt (Abbildung 73), sodass die ermittelten Mengen dementsprechend verteilt werden können.

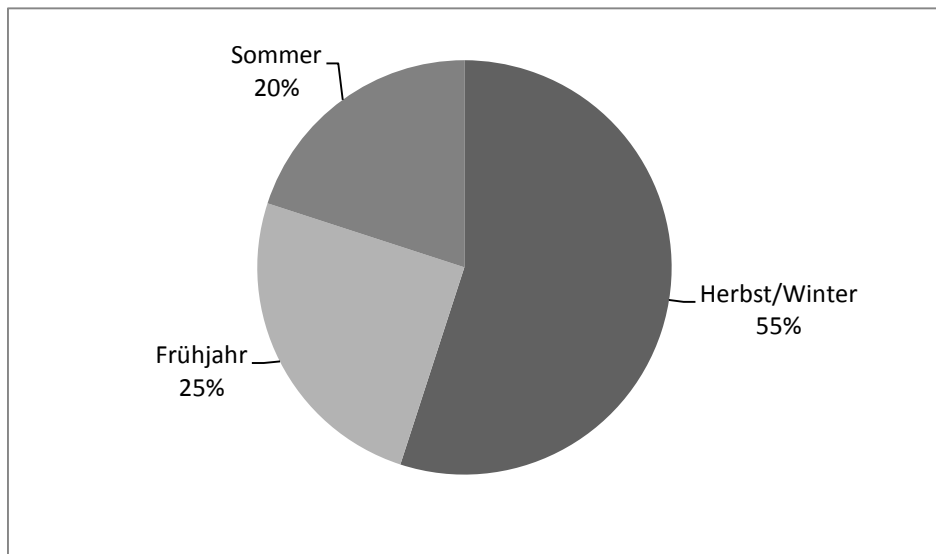


Abbildung 73: Saisonale Anteile der holzigen Biomasse aus der Baumpflege der Verkehrsflächen

Nach einer Studie zur Ermittlung des theoretischen Aufkommenspotenzials bisher ungenutzter Biomasse in der Altmark Röder et al. (2010) liegt keine einheitliche Datenbank mit Datensätzen im Bereich der Straßenverkehrsverwaltungen vor, sodass die dort als Datenbasis genannten Datenbanken nur bedingt zur Ermittlung der Bioressourcenpotenziale heran gezogen werden können. Die ATKIS und ALKIS Datenbanken bieten die Möglichkeit, die jeweiligen Straßenlängen und -kategorien zu ermitteln und die Werte aus Tabelle 75 entsprechend zuzuordnen, womit sich die Bioressourcenpotenziale aus der Straßenpflege abschätzen lassen.

8.3 BIORESSOURCEN AUS DER LANDSCHAFTSPFLEGE

Zu dem Grünland der Landschaftspflegeflächen gehören vor allem extensiv bewirtschaftete nicht oder nur teilweise gedüngte, ertragsschwache Wiesen, Weiden und Mähweiden mit Erträgen unter $0,6 \text{ kg TM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bei zwei Nutzungen (Buske 2010 zit. nach Oldenburg et al. 2011). Die von ebd. und Lemmer & Oechsner (2001) ermittelten Aufwuchsmengen verschiedener extensiver Grasflächen sind in Tabelle 76 dargestellt.

Tabelle 76: Ertragspotenziale verschiedener extensiver Grasflächen

Flächentyp	Trockenmasse [kg m ⁻² a ⁻¹]	Quelle	Einordnung der Flächen
Extensives Grünland	0,6	Buske (2010)	Ausgleichsflächen ELER-Vertragsflächen
Biotopgrünland	0,35	Buske (2010)	Vertraglicher Naturschutz Öffentliche Grünflächen
Naturschutzgebiet	0,15	Lemmer & Oechsner (2001)	Naturschutzgebiet

Das Witzenhausen-Institut et al. (2008) gibt für Natura-2000-Gebiete nach FFH-Richtlinie detaillierte Aufwuchsmengen für die jeweiligen Lebensraumtypen an. Diese schwanken demnach zwischen 1,5 und 8 Mg TM ha⁻¹ a⁻¹, wobei die Lebensraumtypen der Kategorien 2310 bis 6240 maximal 3 Mg ha⁻¹ a⁻¹, die bis 6520 zwischen 3 bis 6 Mg ha⁻¹ a⁻¹ und magere Flachland-Mähwiesen (6510) Werte von bis zu 8 Mg ha⁻¹ a⁻¹ erreichen können. Zusätzlich werden anhand von Werten von Lemmer & Oechsner (2001), Lütke Entrup et al. (2005 zit. nach Witzenhausen-Institut et al. 2008), Roth & Wulf (2005) und Erhebungen der IGW (Einzmann et al. 2006 zit. nach Witzenhausen-Institut et al. 2008) die daraus erzielbaren Biogaserträge von 100 – 320 l / kg oTS bestimmt.

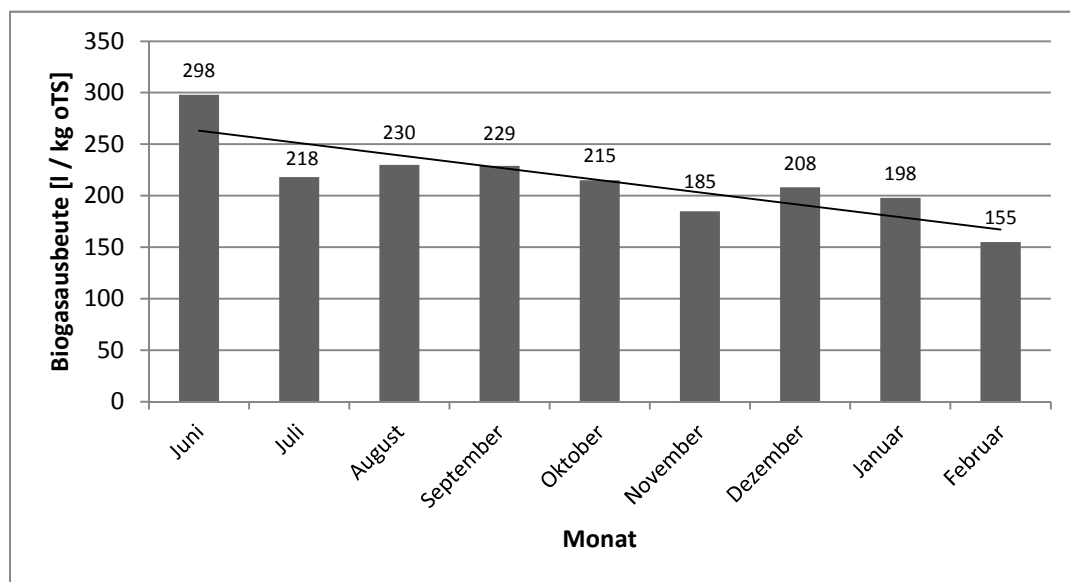


Abbildung 74: Biogasausbeuten von Landschaftspflegegras in Abhängigkeit des Erntemonats nach Prochnow et al. (2005)

Die jahreszeitliche Verteilung hängt stark von der Bewirtschaftungsweise und den damit verbundenen Mahdterminen ab. Generell kann für die Energieerträge von Wiesen nach Rösch et al. (2006) und Prochnow et al. (2005) eine absteigende Tendenz der Biogaserträge von Juni

bis Februar und von vierschürigen zu zweischürigen Wiesen beobachtet werden (Abbildung 74).

In Hamburg werden die vertraglichen Naturschutzflächen und die Ausgleichsflächen von der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU) verwaltet. Es liegen detaillierte Daten im GIS vor, aus denen die Bewirtschaftungsweise der einzelnen Flächen ersichtlich ist.

Aus den Typen der vertraglichen Naturschutzflächen von der BSU (Tabelle 77) können die von der Bewirtschaftung abhängigen Kennwerte bezüglich Mahdterminen und Erträgen festgelegt werden. Da Mähen auf diesen Flächen auf den Zeitraum vom 1. Juli bis 15. September beschränkt ist, wird die erste Mahd im Allgemeinen im Juli durchgeführt. Weiden werden anschließend beweidet, Wiesen meistens ein zweites Mal je nach Witterungsbedingungen im August oder September gemäht. Unter der Annahme der Erträge aus Tabelle 76 und dass sich der Grasaufwuchs ähnlich wie Rasenaufwuchs verhält und die Wachstumsverlaufskurven aus Abbildung 44 in Kapitel 6.6 zugrunde liegt, verteilt sich der Ertrag etwa gleichmäßig auf die beiden Mahdtermine, woraus sich die monataweise Verteilung ergibt.

Tabelle 77: Potenziale der einzelnen Flächenkategorien der Vertraglichen Naturschutzflächen und der Ausgleichsflächen

TYP	Bezeichnung	Anzahl Mahden	Ertrag [Mg TM m ⁻² a ⁻¹]	Juli	August	September
GB	Stallmist gedüngte Weide	1	0,35	100 %	0 %	0 %
GC	Ungedüngte Weide	1	0,35	100 %	0 %	0 %
GD	Ungedüngte Wiese	2	0,35	50 %	25 %	25 %
GE	Grünlandbrache	2	0,35	50 %	25 %	25 %
GF	Stallmist gedüngte Wiese	2	0,60	50 %	25 %	25 %
GG	Ungedüngte Wiese mit Nachbeweidung ab August	1	0,18	100 %	0 %	0 %
AU	Ausgleichsflächen	2	0,60	50 %	25 %	25 %

Die Zuordnung zu den jeweiligen Flächen kann anhand des Biotopkatasters und von Daten der jeweiligen für die Verwaltung der Vertragsnaturschutz- und Ausgleichsflächen zuständigen Behörden erfolgen.

9 ZUSAMMENFASSUNG

In Deutschland hat sich die Anzahl der Biogasanlagen mit der Einführung der garantierten Vergütung von Energie aus Biomasse durch das EEG von 1999 bis 2012 auf über 7.500 Anlagen nahezu verzehnfacht. Der daraus resultierende Energiepflanzenanbau von insbesondere Mais oder Roggen kann zu Nutzungskonkurrenzen mit dem Nahrungsmittel- und Futtermittelanbau, Verringerung der Artenvielfalt und Bodenverarmung durch Monokulturen sowie einem Anstieg der Pachtpreise für landwirtschaftliche Flächen führen. Vor diesem Hintergrund sind Biomassereststoffe als alternative Substrate in den Fokus des Interesses gerückt. Seit Mitte des letzten Jahrzehnts wurden für eine Vielzahl von Städten, Gemeinden, Regionen und Bundesländern in Deutschland Biomassepotenzialstudien durchgeführt, welche signifikante Energiepotenziale ermitteln. Die tatsächliche Erschließung und die Entwicklung von Logistik- und Verwertungskonzepten der vorhandenen Bioressourcen erfordert eine detaillierte Kenntnis der Entstehungsorte, der jahreszeitlichen Verteilung und weiterer verwertungsrelevanter Parameter, welche deutlich über den in den Biomassepotenzialstudien betrachteten Umfang hinaus geht. Durch eine detaillierte Bioressourceninventur soll diese fehlende Schnittstelle bereitgestellt werden. Für Deutschland existieren umfangreiche geographische Daten in Form von Statistiken, Datenbanken, Karten und Katastern, woraus genaue Informationen über die vorhanden Flächen und deren Nutzung abgeleitet werden können. Hierzu zählen die Karten der Vermessungsbehörden, wie das Liegenschaftskataster (ALB / ALK / ALKIS), topographische Daten (ATKIS), wozu auch Digitale Orthophotos (DOP) gehören, Daten der Verwaltungen, wie Biotop-, Baum- und Gewerbekataster und Informationen bezüglich der Verwaltung und Bewirtschaftung von Flächen sowie Daten der Melderegister und von kommunalen oder privaten Betrieben. Ein Geographisches Informationssystem (GIS) ist eine Software, mit der diese relevanten Daten in einem System digital erfasst, gespeichert und verwaltet werden können. Durch die vielfältigen Funktionen und seine Flexibilität fungiert ein GIS als Datenbank, in der alle Informationen gespeichert und miteinander verknüpft werden können, als Werkzeug für die Auswertung und Analyse der Daten und dient zur Bereitstellung von notwendigen Informationen für weitere Anwendungen und zur Visualisierung der Daten und Ergebnisse. Dadurch kann ein GIS für eine detaillierte Konzeptplanung verwendet werden und stellt somit eine sehr gut geeignete Software für eine Bioressourceninventur dar.

Grundlage für ein System zur GIS-basierten Bioressourceninventur bilden daher

- die Kenntnis und Definition der zu betrachtenden Bioressourcen, für welche das GIS Ausgabewerte bezüglich der Potenziale und der verwertungsrelevanten Eigenschaften zur Verfügung stellt,
- die relevanten Geodaten, welche die Eingangswerte in Form von Flächen oder linien- und punktförmigen Quellen, auf und bei denen die Bioressourcen entstehen, liefern,
- Parameter, mit denen sich basierend auf Eigenschaften der Eingangsgeodaten, wie Flächennutzung, Einwohnerzahl, Art der Bewirtschaftung etc., die Ausgabewerte bestimmen lassen (Berechnungsparameter).

Diese Arbeit folgt damit im Vorgehen den meisten Forschungsansätze, in denen die GIS-basierte Ermittlung von Bioressourcen über die Festlegung der relevanten Flächen und eine

Zuordnung der Bioressourcen über geeignete Parameter der Biomasseproduktion und des Bioressourcenaufkommens realisiert wird.

Die Gesamtmenge der Bioressourcen stellt die Summe einer beträchtlichen Anzahl verschiedener Stoffströme dar, für die, neben einer generellen Einordnung in Energiepflanzen und sonstige Pflanzen sowie in feste und flüssige Reststoffe, für eine weitere Verwertung eine deutlich detailliertere Unterscheidung notwendig ist. Nach der Analyse von Abfallwirtschaftsplänen, Statistiken und Biomassepotenzialstudien können die Bioressourcen zunächst nach deren Herkunft unterschieden werden (vgl. Kapitel 4.1.1). Diese werden in die 7 Kategorien Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Landschaftspflege, Industrie und Gewerbe, Siedlung, Verkehr und Wasserflächen eingeteilt und anschließend nach stofflichen Eigenschaften und weiter detailliert nach deren spezifischen Eigenschaften in Abhängigkeit verschiedener Einflussfaktoren, wie z.B. Flächenbewirtschaftung, Bodenverhältnissen, Vegetation, Jahreszeit etc. unterteilt. Damit ergeben sich für die genaue Zuordnung und Unterscheidung in der Datenbank 1:n Kardinalitäten (Abbildung 75). Am Beispiel der Privathaushalte wird deutlich, dass die 7 Oberkategorien in weitere Unterkategorien unterteilt werden können, bevor es zu einer stofflichen Zuordnung kommt. Zudem ist es notwendig geeignete stoffliche und zeitliche Kategorien und Aufteilungen der Stoffströme vorzunehmen. Dies kann z.B. die Aufteilung der Bioressourcen von Privathaushalten in Küchen- und Gartenabfälle sowie im Weiteren in Rasenschnitt, Holziges, Strauchschnitt etc. oder in Mischgrün erfolgen. Letzteres kann aus allen Gartenabfällen bestehen, was sich in saisonal sehr unterschiedlichen Zusammensetzungen diese Fraktion äußert. Eine mögliche Einteilung dafür wäre wie Abbildung 75 dargestellt z.B. nach Jahreszeiten.

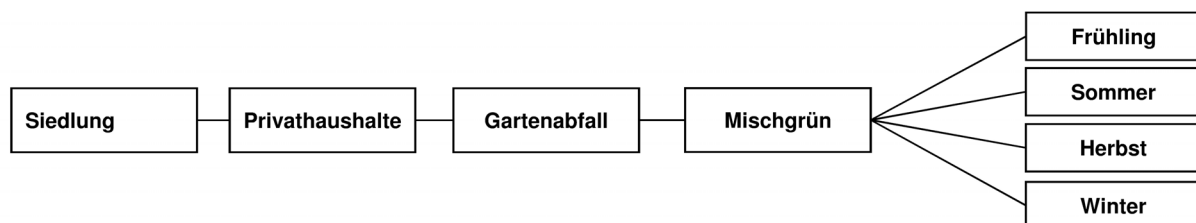


Abbildung 75: 1:n Kardinalitäten der Flächen und Bioressourcen in der Datenbank am Beispiel von Mischgrün aus Privathaushalten

Das Hauptaugenmerk dieser Arbeit liegt auf den festen Biomassereststoffen aus dem urbanen Umfeld, da sich dort eine Konzentration von Bioressourcen bei gleichzeitiger Entsorgungsnotwendigkeit z.B. aufgrund des dicht besiedelten Raums und fehlenden Flächen zur Eigenkompostierung ergibt. Insbesondere im Bereich der Privathaushalte wurden große Unsicherheiten bei den Mengen und der Zusammensetzung der organischen Garten- und Küchenabfälle sowie deren Verteilung auf Restabfall, Biotonne und sonstige Verwertungsweg festgestellt, sodass sich das Hauptaugenmerk auf diese Parameter richtet. Das betrachtete System ist zudem für alle weiteren Bioressourcen und darüber hinaus durch Ermittlung geeig-

netter Parameter auch für andere Ressourcen aus der Land-, Forst- und Abfallwirtschaft oder auch Emissionen z.B. von Kraftwerken, Deponien, Anlagen etc. erweiterbar.

Die betrachteten Stoffströme setzen sich aus verschiedenen Fraktionen zusammen, deren Anteile von der Jahreszeit sowie Flächennutzung und -bewirtschaftung abhängig sind. Daraus ergeben sich je nach Eignung für aerobe und anaerobe Verfahren oder die thermische Verwertung spezifische optimale Verwertungswege, sodass diese detaillierte Unterscheidung in Hinblick auf eine spätere Nutzung sinnvoll ist. Generell ist eine Unterscheidung von krautigen und holzigen Abfällen sinnvoll, da sich letztere für eine thermische Verwertung anbieten und in der Vergärung einzig als Strukturmaterial in der Trockenfermentation eingesetzt werden können. Krautige Abfälle sind überwiegend für die Vergärung geeignet. Hierbei haben Störstoff- und Sandanteile sowie Anteile schwer vergärbare Substanzen, wie z.B. Lignin in Strauchschnitt und Laub oder Faserstoffe einen signifikanten Einfluss auf die Verwertbarkeit in einer Biogasanlage. In Bezug auf die hier betrachteten Abfälle aus Privathaushalten ist es daher sinnvoll in Lebensmittelabfälle, welche im Allgemeinen sehr gut für die Verwertung in einer Biogasanlage geeignet sind und in Gartenabfälle, die zum Teil für die Biogasproduktion geeignet sind, zu unterscheiden. Gartenabfälle sollten daher zusätzlich hinsichtlich ihres weiteren Verwertungswegs unterteilt werden. Sie bestehen vor allem aus Rasenschnitt, welcher für eine Biogasproduktion in Frage kommt, Strauchschnitt und Pflanzenresten, die bedingt für die Vergärung geeignet sind sowie Laub und holzigen Abfällen, welche geringe Biogaspotenziale aufweisen (vgl. Adwiraah et al. 2012a; Körner et al. 2011a) und mineralischen Bestandteilen.

Aus den vorhandenen Geodaten wurden diejenigen ermittelt, von denen Eingangsdaten für die Bioressourceninventur bestimmt werden können. Für die Ermittlung der Bioressourcen von Privathaushalten müssen sich diese im Kartenmaterial identifizieren lassen. Das Liegenschaftskataster beinhaltet detaillierte Angaben über die Flächennutzung und die Art und Nutzung von Gebäuden, sodass anhand der Daten eine Isolierung der Wohnbebauung sowie die Aufteilung in die verschiedenen Bebauungsstrukturen Einfamilien- und Doppelhäuser (EFH), Reihenhäuser (RH), Mehrfamilienhäuser (MFH) und Hochhäuser (HH) möglich sind. Zusätzlich lässt sich anhand der Daten des Liegenschaftskatasters die offiziell bebaute Fläche ermitteln. Diese beinhaltet jedoch nur offiziell genehmigte Bauten. Die durch Terrassen, Wege und Zufahrten sowie durch Gartenschuppen, Teiche und Schwimmbecken versiegelten Flächen können anhand dieser Daten nicht identifiziert werden. Da aufgrund unterschiedlicher Vegetation in den Gärten mit entsprechenden, verschiedenen Stoffströmen zu rechnen ist, sind genaue Kenntnisse über die Gartenstrukturen von großem Interesse. Hierfür können Luftbilder (Digitale Orthophotos) mit hoher Bodenauflösung von 10, 20 oder 40 cm (DOP10, DOP20 oder DOP40) herangezogen werden, mithilfe derer die Vegetation durch eine manuelle oder automatisierte Luftbildfernerkundung bestimmt werden kann.

Die Menge der Lebensmittelabfälle ist im Gegensatz zu den Gartenabfällen nicht direkt von der Flächennutzung abhängig. Die Menge und Zusammensetzung dieser Bioressourcen wird vor allem von dem einzelnen Einwohner und dessen Nutzungsverhalten bestimmt. Einwohnerdaten wie z.B. Einkommen, Alter und Geschlecht sind über die Statistikämter verfügbar

und können über Hausnummern oder Baublöcke oder statistische Gebiete im Liegenschaftskataster zugeordnet werden. Viele Einwohnerdaten sind aufgrund datenschutzrechtlicher Bestimmungen jedoch nur generalisiert für größere Einheiten (z.B. Mehrfamilienhäuser, Baublöcke) verfügbar.

Zur Bestimmung der jeweiligen Berechnungsparameter stehen durch vorhandene Studien bereits umfangreiche Daten vor allem für Grünflächen, Landschaftspflegeflächen und Biomassereststoffe von Verkehrsflächen zur Verfügung (vgl. Kapitel 8). Informationsdefizite wurden insbesondere bei den Bioressourcen von Privathaushalten identifiziert. Zwar wurden in den 80er und 90er Jahren des letzten Jahrhunderts Untersuchungen zum Aufkommen von Lebensmittel- und Gartenabfällen von privaten Haushalten durchgeführt. Die Ermittlung der Daten liegt jedoch bereits einige Jahrzehnte zurück. Außerdem sind die in der Literatur und Praxis verwendeten Werte oftmals für eine detaillierte Erhebung zu ungenau oder deren Herkunft und Art der Bestimmung sind nicht eindeutig oder unbekannt. Zudem fehlen Angaben über den jahreszeitlichen Anfall der Bioressourcen. Die in den meisten Bioressourcenpotenzialstudien verwendeten Werte zur Abschätzung der Gartenabfallmengen beziehen sich auf unveröffentlichte Daten oder verlaufen ins Leere (vgl. Kapitel 2). Weitere Abschätzungen erfolgen über Flächen mit ähnlichem Bewuchs wie z.B. Weidegras oder Streumengen von Waldbeständen oder über unter optimalen Bedingungen durchgeführte Rasenaufwuchsversuche, wodurch die spezifischen Nutzungs- und Pflanzenarten sowie die Pflege der privaten Gartenflächen vollständig vernachlässigt werden. Zusätzlich sind oftmals ungenügende Flächenbezüge angegeben, sodass z.B. der Begriff Gartenfläche nicht definiert und damit nicht klar ist, ob z.B. Hecken zur Grundstücksbegrenzung, Vorgärten oder unbebaute Flächen, wie Zufahrten, Wege oder Terrassen, die etwa 30 % der unbebauten Grundstücksflächen ausmachen, Teil der Gartenfläche sind, auf die sich der Parameter bezieht. Für die detaillierte Ermittlung der Bioressourcen von Privathaushalten sind daher die Bestimmung von geeigneten Berechnungsparametern und die Überprüfung der vorhandenen Parameter notwendig. Außerdem sind die Bioressourcenpotenziale von verschiedenen Einflussfaktoren wie Pflanzenarten, Bodeneigenschaften, Bewirtschaftung und Pflege oder dem Nutzerverhalten abhängig, sodass die Bioressourcenpotenziale regional sehr unterschiedlich ausfallen. Daher sollten Möglichkeiten gefunden werden, bestehende regionale Daten in die Berechnungsparameter einfließen zu lassen.

Für viele Städte und Kreise existieren Daten aus z.T. regelmäßig durchgeführten Abfallsortieranalysen. In den Sortieranalysen werden die Gartenabfälle ebenso, wie alle anderen Fraktionen einwohnerbezogen bestimmt. Eine flächenabhängige Ermittlung der Gartenabfälle ist durch den fehlenden Flächenbezug nicht möglich. Außerdem wurden die Analysen im Normalfall nicht über das Jahr verteilt durchgeführt, sodass keine jahreszeitlichen Schwankungen berücksichtigt werden können und es existieren keine Abfallsortieranalysen der Biotonnen. Dadurch findet ein Großteil der organischen Abfälle in den Abfallanalysen keine Beachtung, sodass eine Potenzialermittlung einzig basierend auf den existierenden Abfallanalysen zu großen Fehlern der Ergebnisse führt.

Durch die Auswertung von Statistiken und Literaturdaten wurden die im urbanen Bereich anfallenden Bioressourcenströme, die zugehörigen Flächen und Quellen sowie die Entsor-

gungswege identifiziert. Bei Privathaushalten entstehen vor allem Gartenabfälle, welche über die Rest- und Biotonne, durch Eigenkompostierung, auf Recyclinghöfen oder im Kamin oder offenen Feuern entsorgt oder verwertet werden sowie Lebensmittelabfälle im Haushalt, welche neben den drei erstgenannten Entsorgungswegen zusätzlich über den Abwasserpfad oder als Tierfutter entsorgt werden. Die Daten des kommunalen Entsorgungsunternehmens geben Aufschluss über die eingesammelten Rest-, Bio- und Grünabfallmengen, lassen jedoch keine genaue Unterscheidung in Lebensmittelabfälle und Gartenabfälle und die jahreszeitliche Zusammensetzung zu. Diese Unterscheidung ist für eine geodatenbasierte Ermittlung von entscheidender Bedeutung, da Gartenabfälle von den Größen und der Nutzung der Flächen abhängig ist, wohingegen Lebensmittelabfälle den einzelnen Einwohnern zugeordnet werden können. Zudem werden die über die weiteren genannten Entsorgungswege entsorgten Mengen nicht mit einbezogen, sodass weitere Informationen notwendig sind.

In Deutschland werden von den meisten Entsorgungsbetrieben Abfallsortierungen für Städte, Kreise und Gemeinden durchgeführt. Diese unterscheiden im Allgemeinen in Grobfraction > 40 mm, eine Mittelfraction 10 – 40 mm und eine Feinfraction < 10 mm. Diese werden in unterschiedlichem Detaillierungsgrad untersucht, sodass für die Mittel- und Feinfraction im Gegensatz zur Grobfraction bei den organischen Abfallanteilen keine Unterscheidung in Lebensmittel- und Gartenabfälle vorgenommen wird. Hierdurch sind bis zu 60 % der Organikfraction nicht zuordenbar. Zur Verwendung der bestehenden Abfallsortierungen für die Ermittlung der Lebensmittelabfallmengen ist daher eine Abschätzung der Verteilung in der Mittel- und Feinfraction notwendig.

9.1 GIS-BASIERTE BESTIMMUNG DER LEBENSMITTELABFALLPOTENZIALE

Zur Bestimmung der Lebensmittellabfallpotenziale von Privathaushalten wurden für die Siedlungsstrukturen Mehrfamilienhäuser, Reihenhäuser sowie Einfamilien- und Doppelhäuser Abfallsortieranalysen der Rest- und Bioabfallbehälter über einen Zeitraum von einem Jahr mit 4 Sortierkampagnen durchgeführt. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Ermittlung der Zusammensetzung, der jahreszeitlichen Verteilung und der Bestimmung von Abhängigkeiten zwischen der Verteilung von Garten- und Lebensmittelabfällen in der Grob- und Mittelfraction. Für letztere wurde die Mittelfraction in einer Sortierung des Restabfalls zusätzlich in die Fractionen Lebensmittelabfall und Gartenabfall sortiert und das Verhältnis im Anschluss mit dem Verhältnis in der Grobfraction verglichen. Die lineare Regression zeigt mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,88$ und einer Standardabweichung von 12,3 % eine sehr gute Korrelation, sodass bei der Auswertung bereits durchgeführter, weniger detaillierterer Abfallsortieranalysen angenommen werden kann, dass das Verhältnis zwischen Lebensmittelabfällen und Gartenabfällen in der Mittelfraction dem in der Grobfraction entspricht. Vereinfachend wurde zusätzlich angenommen, dass dies auch für die Feinfraction gilt, da hierfür weder eigene Untersuchungen noch Daten aus Literaturquellen zur Verfügung stehen und der Fehler aufgrund des geringen Anteils der Feinfraction an der Gesamtmenge mit weniger als 7 % relativ gering ist.

Eine derartige Korrelation konnte im Bioabfall nicht festgestellt werden. Hierfür sind eventuell die Lebensmittelabfallmengen, die im Durchschnitt bei den untersuchten Einfamilienhäu-

sem etwa 10-mal kleiner waren als die Gartenabfälle, zu gering. Aufgrund der geringen Anteile der organischen Mittel- und Feinfraktion (4 – 5 %) an der Gesamtmenge und entsprechend geringen relativen Fehlern wurde beim Bioabfall trotzdem von einer Übertragbarkeit des Verhältnisses auf die Mittel- und Feinfraktion ausgegangen. Unter diesen Annahmen wurden die eigenen und bereits von anderen durchgeführte Abfallsortieranaysen von Hamburg (SRH 2008 und ATUS 2008) und Wiesbaden (SHC 2009) in Hinblick auf die Lebensmittelabfallmenge, in Abhängigkeit der Bebauungsstruktur und dem Anschluss an die Biotonnenansammlung ausgewertet. Die Bebauungsstrukturen orientieren sich an den Einteilungen der untersuchten Abfallsortierungen in Einfamilien-, Doppel- und Reihenhäuser (EFH), Mehrfamilienhäuser (MFH) sowie Großwohnanlagen (GWA). Diese wurden wiederum in Haushalte mit Biotonnenanschluss (mB) und ohne Biotonnenanschluss (oB) unterteilt. Aus den Auswertungen ergaben sich die in Abbildung 76 dargestellten Mengen.

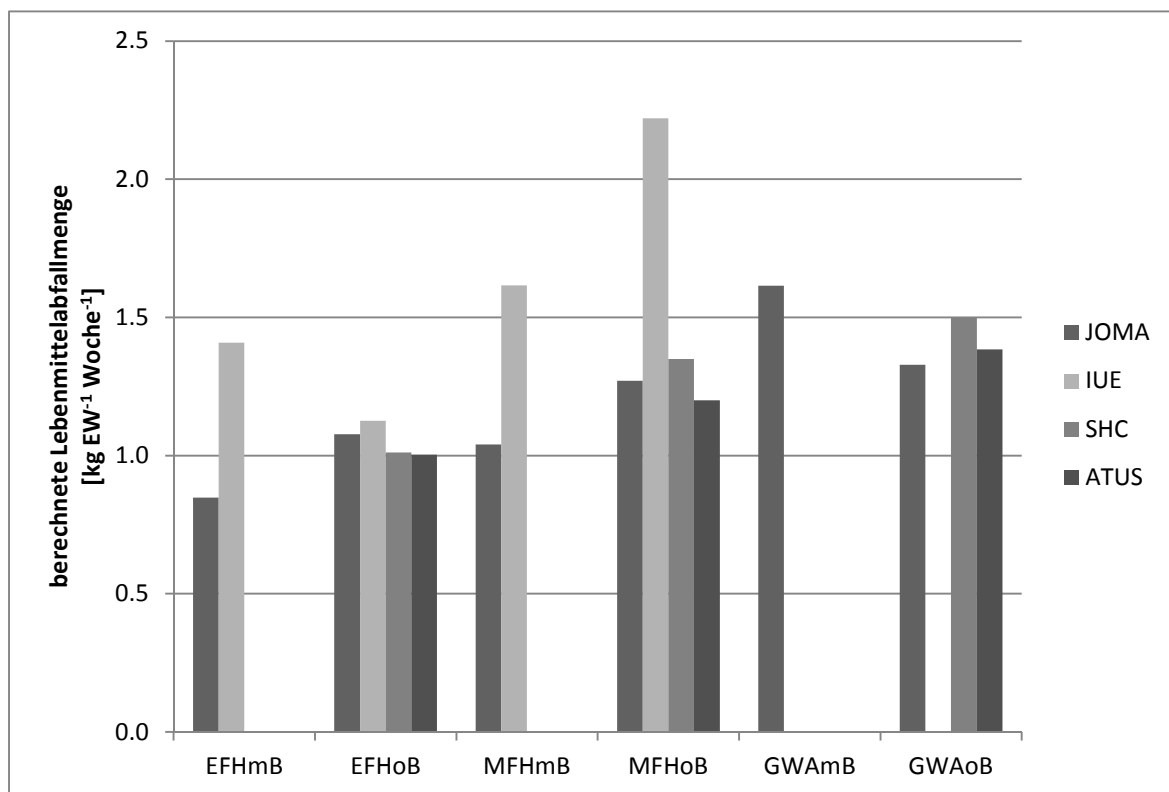


Abbildung 76: Aus verschiedenen Abfallsortierungen berechnete Lebensmittelabfallmengen (SRH (JOMA & Witzenhausen Institut 2008), SHC (2009), ATUS & INFA (2009) und eigener Abfallanalyse (IUE 2009/10) für Einfamilien-, Doppel- und Reihenhäuser (EFH), Mehrfamilienhäuser (MFH) sowie Großwohnanlagen (GWA) mit (mB) und ohne Biotonnenanschluss (oB) (unter Einbeziehung der Mengen in der Biotonne bei IUE).

In den eigenen Sortierungen wurde bei den Mehrfamilienhäusern deutlich mehr Lebensmittelabfall je EW festgestellt, als bei den anderen Sortierungen. Aufgrund vielfältiger Faktoren, wie eine fehlende Sortierung, gestopfte Abfallbehälter und einer ggf. ungenauen Einwohnerzuordnung, sind die relative maximale Zufallsabweichung sowie die zusätzlichen Fehlermöglichkeiten bei den MFH besonders groß, sodass davon ausgegangen wird, dass die ermittelten Mengen zu hoch ausfallen.

Es konnte gezeigt werden, dass die Fehlerwahrscheinlichkeit der SRH Sortierungen für die GWAmB mit mindestens 34 % sehr groß ist, wodurch sich die höheren Werte im Vergleich zu den GWAoB erklären lassen. Es wird ohnehin davon ausgegangen, dass über die Mengen im Restabfall der Haushalte in GWA und MFH mit Biotonne nicht alle Lebensmittelabfälle erfasst werden können, da unbekannte Anteile über die (nicht analysierte) Biotonne abgeschöpft werden. Daher werden die Werte der MFHmB und GWAmB nicht für die Potenzialermittlung verwendet. Aus den Berechnungen in Kapitel 6.5.3 ergeben sich damit technische Lebensmittelabfallpotenziale von 1,20 – 1,35 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ für Mehrfamilienhäuser und 1,33 – 1,50 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ für Großwohnanlagen.

Bei den EFH fällt auf, dass bei den an die Biotonne angeschlossenen Haushalten mit 1,41 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ deutlich mehr Lebensmittelabfälle festgestellt wurden, als bei Haushalten ohne Biotonne, wobei davon 0,25 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ im Bioabfall gefunden wurden. Die Auswertung der Befragung der Haushalte im Untersuchungsgebiet zeigt, dass ein Großteil der Haushalte ohne Biotonne (81,5 %) Eigenkompostierung von Küchenabfällen betreibt, während von den 40 teilnehmenden EFH mit Biotonne im Vergleich nur 28 % angaben, Teile ihrer Lebensmittelabfälle auf dem eigenen Komposthaufen zu verwerten. Es muss daher angenommen werden, dass die im Abfall gefundenen Lebensmittelabfallmengen der EFHoB zu gering sind und nur die Lebensmittelabfälle der EFHmB zur Abschätzung verwendet werden können. Aus den Befragungen der Haushalte geht hervor, dass Teile der EFHmB zusätzlich Eigenkompostierung von Lebensmittelabfällen praktizieren, sodass die im Abfall festgestellten Mengen für EFHmB nicht dem Gesamtpotenzial entsprechen. Anhand der Abfallbehälter, welche keine kompostierbaren Lebensmittelabfälle oder keine Zubereitungsreste enthielten und den Angaben aus den Fragebögen konnte eine über den Kompost entsorgte Lebensmittelabfallmenge bei den EFHmB von 0,12 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ ermittelt werden. Da die Ergebnisse etwa im Bereich der Literaturwerte liegen, bietet die Ermittlung der durch Eigenkompostierung entsorgten Mengen über diesen Weg der Ermittlung eine Möglichkeit, anhand von Abfallsortierungen die durch Eigenkompostierung entsorgten Mengen zu berechnen. Eine Verifikation dieser Methodik jedoch ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich und sollte in weiteren Untersuchungen verfolgt werden.

Insgesamt ist damit bei den EFH mit einem technischen Potenzial im Rest- und Bioabfall von 1,41 – 1,53 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ zu rechnen (vgl. Kapitel 6.5.3.5).

Wie die Studien von Kegebein (2006), Kranert et al. (2012), Vaak & Gäth (2012) und eigene Untersuchungen zeigen, wird ein Teil der Lebensmittelabfälle durch Eigenkompostierung, über das Abwasser und als Tiernahrung entsorgt. Da über die Verteilung von Kleintieren und die Entsorgung über das Abwasser in unterschiedlichen Bebauungsstrukturen keine Erhebungen verfügbar sind, wird zwischen Einfamilien- und Mehrfamilienhäusern keine Unterscheidung vorgenommen. Es kann jedoch angenommen werden, dass Haushalte mit Garten im Gegensatz zu Haushalten ohne Garten zum Teil Eigenkompostierung durchführen. Daraus ergeben sich für die GIS-basierte Lebensmittelabfallberechnung die in Tabelle 78 dargestellten Lebensmittelabfallpotenziale. Die von den EFH über die Eigenkompostierung entsorgten Mengen werden trotz vorhandener Biotonne auf dem eigenen Kompost entsorgt. Sie werden

daher als nicht über die Abfallsammlung erfassbar betrachtet. Die über die Biotonne abschöpfbaren Mengen liegen im Bereich zwischen 27,0 und 41,9 kg FM EW⁻¹ a⁻¹ (vgl. Kapitel 6.5.3.5).

Tabelle 78: Übersicht der Lebensmittelabfallpotenziale

Bebauung	Theoretisches Lebensmittelabfallpotenzial [kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹]		Technisches Lebensmittelabfallpotenzial (fest) [kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹]	Über die Biotonne erschließbar [kg FM EW ⁻¹ a ⁻¹]
	Gesamt (fest)	Abwasser		
MFH	63,8 – 71,6	3,6	62,4 – 70,2	25,0 – 28,9
GWA	70,6 – 79,4	3,6	69,2 – 78,0	29,7 – 38,5
EFH, DH, RH	74,4 – 80,7	3,6	73,3	41,9

Bezüglich der jahreszeitlichen Schwankungen konnten keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden. Der Anteil von Speise- und Zubereitungsresten beträgt für alle Bebauungsstrukturen etwa 60 %, wovon im Durchschnitt etwa 2/3 auf Zubereitungsreste entfallen.

Der Vergleich mit den von Kranert et al. (2012) und der Auswertung von Restabfallsortierungen von Fricke et al. (2003) abgeschätzten Durchschnittswerten für Deutschland liefert eine sehr gute Übereinstimmung mit Abweichungen von etwa 10 %. Die dort ermittelten Spannbreiten zeigen jedoch auch, dass die Lebensmittelabfallpotenziale regional sehr unterschiedlich sein können und für jedes Gebiet individuell abgeschätzt werden sollten. Die hier vorgestellte Methodik ist dafür gut geeignet.

Die Parameter können, wie in Kapitel 7.1 dargestellt, zur Potenzialbestimmung verwendet werden. In Kapitel 6.5 wurden anhand von eigenen und bestehenden Abfallanalysen Parameter für die GIS-basierte Bestimmung von Lebensmittelabfällen ermittelt. Diese können generell auch für andere Regionen verwendet werden, sofern keine regionalspezifischen Daten verfügbar sind. Die Auswertung zeigt, dass es möglich ist, die Parameter mit vorhandenen Abfallanalysen nach dem Vorgehen in Kapitel 7.1.2 anzupassen. Hierbei müssen die zu verwendenden Abfallanalysen die Kriterien nach Tabelle 66 erfüllen:

- Lebensmittelabfall (Küchenabfall) und Gartenabfall / bzw. sonstige Organik werden in der Grobfraktion unterschieden
- Organikmengen wurden in der Mittel- und Feinfraktion bestimmt
- Die Abfallzusammensetzung wurde für MFH separat bestimmt
- Es wurde nach Anschluss an die Biotonnensammlung (sofern vorhanden) unterschieden
- Die Mengen wurden je Einwohner bestimmt

Sofern diese Kriterien erfüllt sind, kann daraus die Lebensmittelabfallmenge nach Abbildung 66 berechnet werden, indem das Verhältnis der Lebensmittelabfälle und Gartenabfälle in der Grobfraction auf die Mittel- und Feinfraktion übertragen wird und die Lebensmittelabfallmengen für die MFH ohne Biotonne (ggf. auch für GWA ohne Biotonne) ermittelt werden. Wie in Kapitel 6.5.3.5 beschrieben lassen sich die Lebensmittelabfallpotenziale der EFH nicht direkt aus Abfallsortierungen herleiten. Aufgrund der in Abfallsortieranaysen zumeist aus wirtschaftlichen Gründen und der Beschränkungen bei der praktischen Durchführbarkeit resultierenden Unsicherheiten beträgt die einkalkulierte relative maximale Zufallsabweichung im Allgemeinen bis zu 30 %. Die Bestimmung der zusätzlich über Eigenkompostierung und Bioabfallsammlung entsorgten Mengen zeigt, dass zwischen den Mengen der einzelnen Bauungsstrukturen nur geringe Unterschiede bestehen. Daher wird empfohlen die Potenziale der MFH und GWA ohne Biotonne auch für EFH zu verwenden. Diese bzw. deren Durchschnittswerte werden auf die EFH, DH und RH übertragen. In den untersuchten Abfallsortierungen beträgt die durchschnittliche Lebensmittelabfallmenge $70,0 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Sofern keine Abfallsortierungen für das betrachtete Gebiet vorliegen, wird empfohlen mit diesem Wert die Abschätzung der Lebensmittelabfallpotenziale wie in Tabelle 79 vorzunehmen.

Tabelle 79: Berechnung der Lebensmittelabfallpotenziale (LA) mit dem aus Abfallanalysen der MFH und GWA ermittelten Mittelwert von $70 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Siedlungsstruktur	Potenzial LA [kg FM EW⁻¹ a⁻¹]	LA im Restabfall [kg FM EW⁻¹ a⁻¹]	LA in der Biotonne [kg FM EW⁻¹ a⁻¹]
MFH mit Biotonne	70	35,9	27,0
GWA mit Biotonne	70	39,5	34,1
1 – 4 mit Biotonne	70	24,8	41,9
1 – 4 ohne Biotonne	70	64,0	-

Die Zuordnung erfolgt anschließend je Einwohner in dem Detaillierungsgrad, in dem die räumliche Einwohnerverteilung vorliegt oder vorgenommen werden kann (Kapitel 7.1.1). Dies können die bei den Statistikämtern vorliegenden Einwohnerdaten sein, welche z.B. auf die jeweiligen Baublöcke aggregiert wurden. Über die in Kapitel 5.1.1 dargestellte Methodik werden die Einwohner räumlich anhand von Gebäudenutzung und Geschossflächenzahl auf die aus dem Liegenschaftskataster ermittelten Gebäude verteilt. Für den Bezirk Bergedorf konnten so Lebensmittelabfallpotenziale im Restabfall von $7.344 - 8.169 \text{ Mg a}^{-1}$ und im Bioabfall von $3.961 - 4.226 \text{ Mg a}^{-1}$ ermittelt werden.

Ein Vergleich der Werte für gesamt Hamburg und den Ergebnissen aus Abfallsortierungen von Fricke et al. (2003) mit den in den im Hamburger Bezirk Bergedorf in den Abfallanalysen zeigt, dass von den Einwohnern dort die Biotonne für Lebensmittelabfälle nur unzureichend genutzt wird, da dort maximal $13 \text{ kg FM EW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt wurden. Die über die Biotonne erschließbaren Lebensmittelabfallpotenziale stellen somit Werte dar, welche durchschnittlich

in Deutschland erreicht werden können. Diese sind von dem Nutzerverhalten abhängig, sodass die tatsächlich einzusammelnden Mengen geringer ausfallen können.

9.2 GIS-BASIERTE BESTIMMUNG DER GARTENABFALLPOTENZIALE

Zur Bestimmung der Gartenabfallmengen sind die Größe der Gartenflächen sowie die jeweilige Vegetation ausschlaggebend. Diese wurden als notwendige Eingangswerte für die Berechnung definiert, über die sich mit den zugehörigen Wachstums- bzw. Ertragsparametern und jahreszeitlichen Verlaufskurven die Potenziale ermitteln lassen.

Die Analyse der flächendeckend vorhandenen Geodaten, wie dem Liegenschaftskataster und dem Biotopkataster zeigt, dass die notwendigen Eingangsparameter in der benötigten Form nicht vorliegen, sodass hierfür eine gesonderte Aufbereitung der Daten notwendig ist.

Die jeweilige offiziell unbebaute Fläche eines Flurstücks lässt sich durch die Subtraktion der Gebäude über die *ERASE*-Funktion in ArcGIS ermitteln. Zur Bestimmung der Anteile der jeweiligen Vegetation unterteilt in Rasen, Büsche, Bäume, Beete und versiegelte Flächen (ohne Vegetation) wurden Befragungen der Haushalte, Daten einer manuellen Luftbilddauswertung einer Biomassepotenzialstudie für Hamburg (projects energy 2009) sowie eine Auswertung von Digitalen Orthophotos mit einer Bodenauflösung von 10 cm (DOP10) vorgenommen. Der Vergleich der Methoden zeigt deutliche Unterschiede bei den Ergebnissen. Hierfür sind wahrscheinlich vor allem fehlende Definitionen von Garten und den zu untersuchenden Gartenteilen verantwortlich. Für die eigenen Untersuchungen wurden alle bewachsenen Flächen des betrachteten Flurstücks als potenzielle Bioressourcenquellen betrachtet. Bei den Literaturwerten werden keine genauen Angaben gemacht, welche Grundstücksteile miteinbezogen wurden. Die Befragungen können als zu wenig detailliert eingestuft werden, da allgemein nach der Zusammensetzung des Gartens gefragt wurde, wobei aus dem Vergleich mit den Luftbilddauswertungen geschlossen werden kann, dass die Befragten die Flächen vor dem Haus (Vorgarten) sowie Wege, Parkplätze etc. und eventuell die umgrenzenden Hecken nicht als Teil des Gartens ansehen. Bei einer Ermittlung von Gartenstrukturen durch Befragungen sind daher genaue Festlegungen der abzuschätzenden Bereiche und Flächen notwendig. Die Luftbilddauswertung bietet die genauesten Daten, wobei diese von der Qualität und der Aktualität der Bilder abhängt. Insbesondere bei einer großen Anzahl von Bäumen auf einem Grundstück ist die Ermittlung der Gartenstrukturen fehleranfällig, da die unterhalb von Bäumen liegende Gartenfläche nicht klassifiziert werden kann.

Die Luftbilddauswertung kann auf Basis von Stichproben durchgeführt werden. Bei der manuellen Luftbilddauswertung werden unter Zuhilfenahme des Liegenschaftskatasters Flurstücke mit Wohnbebauung mit Gärten zufällig ausgewählt. Hierbei ist darauf zu achten, dass die einzelnen Flächenkategorien auf den Luftbildern gut zu erkennen sind. Die Anzahl der benötigten Stichproben ist abhängig von dem Variationskoeffizienten und der vorgegebenen Genauigkeit. Diese relative maximale Zufallsabweichung wird nach Gleichung 5.9 berechnet. Anhand der ausgewerteten 80 Grundstücke wurden für die Anteile der Flächenkategorien Variationskoeffizienten zwischen 44 und 122 % festgestellt. Die höchsten Variationskoeffizienten ergaben sich für Beete und Hecken. Für die einzelne Bestimmung dieser Flächenanteile wären über 200 Flurstücke auszuwerten. Da eine genaue Zuordnung der Grünabfallfraktionen

aus den Abfallsortierungen zu den Flächen Büsche, Bäume, Hecken und Beete nicht möglich ist und somit keine derart detaillierten Daten vorliegen, können diese zu der Flächenkategorie „Grünflächen ohne Rasen“ zusammengefasst werden. Dadurch verringert sich der Variationskoeffizient auf 38 %, womit für die Bestimmung der durchschnittlichen Gartenstrukturen eines Gebiets wie Bergedorf mit über 12.000 Flurstücken mit einer maximalen relativen Zufallsabweichung von 10 % und der Zusammenfassung von Büschen, Hecken und Bäumen etwa 76 Flurstücke untersucht werden müssen.

Als Eingangsdaten für die Berechnung stehen damit die offiziell unbebaute Fläche eines Flurstücks sowie nach Luftbilddauswertung die Gartenstrukturen aufgeteilt in Grünflächen ohne Rasen und Rasenflächen zur Verfügung. Zudem kann eine Klassifizierung der potenziellen Entstehungsflächen für holzige Abfälle durch die Zusammenfassung der Flächen Büsche, Bäume und Hecken erfolgen, über die das Potenzial holziger Abfälle abgeschätzt werden kann.

Diesen Eingangsparametern müssen die jeweiligen Aufwuchs- bzw. Ertragsparameter zugeordnet werden. Da Herkunft, Flächenbezug und Relevanz der in der Literatur ermittelten Werte nicht eindeutig sind, wurde für die Ermittlung der Rasenaufwuchsmengen der Rasenschnitt eines Einfamilienhauses über eine Vegetationsperiode von April bis Oktober eingesammelt, verwogen und auf die Rasenfläche bezogen. Hierbei ergaben sich mit knapp $600 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ deutlich geringere jährliche Mengen als in von Rasenexperten durchgeführten Aufwuchsversuchen (vgl. Nonn et al. 2006; GH Paderborn-Soest 1998 zit. nach Bocksch 2006), welche Mengen zwischen 900 und $3.100 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ermitteln. Es wird deutlich, dass die in der Literatur angegebenen Werte zumindest einer Überprüfung bedürfen und der Durchschnittswert von $2,2 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ als zu hoch eingeschätzt wird. Zusammen mit den Werten der Rasenaufwuchsversuche von Nonn et al. (2006) wurden daraus eine auf 100 % normierte mittlere jahreszeitliche Verlaufskurve der Rasenschnittmenge ermittelt, deren Maximum im Juni liegt (Abbildung 47).

Alternativ zu der Bestimmung des Rasenaufwuchses durch Probenahmen und Literaturdaten wurden in einem Einfamilienhausgebiet in Bergedorf Abfallsortieranalysen der Rest- und Bioabfallbehälter durchgeführt. Der Fokus lag hierbei auf den organischen Abfällen aus dem Garten und Lebensmittelabfällen aus dem Haushalt.

Es wurden im März, Juni, September und Dezember jeweils 22 Restabfallbehälter und 20 Bioabfallbehälter untersucht. Diese wurden gegen leere Behälter bei den Haushalten ausgetauscht und einzeln sortiert und verwogen. Die Vegetationsflächen der Gartengrundstücke der beprobten Haushalte wurden über die zugehörigen Orthophotos im GIS manuell in Rasenflächen, Büsche, Bäume, Hecke, Beete und versiegelte Flächen eingeteilt und die jeweiligen Flächen je EFH wurden berechnet. Die in den Abfallsortieranalysen ermittelten wöchentlichen Gartenabfallmengen wurden auf den Monat der Probenahme hochgerechnet und auf die Eingangsdaten aus dem Liegenschaftskataster (offiziell unbebaute Fläche) bzw. detaillierter unterteilt in Rasenflächen und sonstige Grünflächen bezogen (Tabelle 80).

Tabelle 80: Bezugsflächen im GIS für verschiedene Abfallfraktionen

Abfallfraktion	Bezugsfläche der Geodaten
Gartenabfall gesamt	Offiziell unbebaute Fläche
Rasenschnitt und sonstiger Grünabfall	Rasenschnitt – Rasen Sonstiger Grünabfall – Grünflächen außer Rasen

Rasenschnitt wurde in den Abfallbehältern vor allem im Juni gefunden. Die auf die Rasenflächen bezogenen Rasenschnittmengen der Junisortierung wurden als Maximalwerte in die Verlaufskurve eingesetzt und damit die Gesamtmenge bestimmt.

Wird aus allen Einzelwerten der Haushalte der arithmetische Mittelwert gebildet, ergibt sich die Jahresmenge von etwa $500 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Rasenfläche. Hierbei werden auch die Haushalte berücksichtigt, in deren Abfall kein Rasenschnitt gefunden wurde. Um die auf den Rasenflächen tatsächlich anfallende Menge abzuschätzen, wurden nur die Haushalte mit Rasenschnitt im Abfall betrachtet. Gartenabfälle wurden überwiegend in den Biotonnen gefunden. Diese wurden in einem 2-wöchigen Turnus abgeholt, sodass angenommen werden kann, dass es sich bei den Gartenabfallmengen um die in zwei Wochen angefallenen Gartenabfälle handelt. Aus verschiedenen Gründen können die gefundenen Mengen jedoch geringer (Eigenkompostierung, Entsorgung über den Recyclinghof) oder größer (gelagerte Mengen der Vorwochen, wenn Behälter zu klein) als die tatsächlichen Mengen sein. Daher wurden zur Bestimmung der Mengen für Rasenschnitt verschiedene Szenarien entwickelt.

In der Literatur (vgl. Kapitel 7.5) wird als geringste Aufwuchsmenge in Deutschland etwa $400 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ angegeben. Variante 1 beinhaltet alle Haushalte, deren hochgerechnete Rasenschnittmenge die Mindestmenge von $400 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ überschreitet, und es wird angenommen, dass es sich um die Mengen von 2 Wochen handelt. In Variante 2 wurden die unter $400 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegenden Mengen verdoppelt, unter der Annahme, dass es sich um Mengen handelt, die innerhalb einer Woche entstanden sind und berücksichtigt, sofern sie dann die Mindestmenge erreichen. In der Maximumvariante (Variante 3) wurde angenommen, dass es sich bei allen Mengen unter dem von Nonn (2006) angegebenen Maximum von $2.754 \text{ g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ um wöchentliche Mengen handelt. Rasenschnittmengen, welche diesen Wert überschreiten wurden als die Menge von 2 Wochen betrachtet. Daraus ergeben sich die in Tabelle 81 angegebenen Jahresmengen (vgl. Kapitel 6.6.4).

Tabelle 81: Technisches Potenzial der Rasenschnittmengen für die Varianten 1 – 3

	Variante 1	Variante 2	Variante 3
Rasenschnittmenge [$\text{g FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$]	1000	882	1157

Damit kann im Durchschnitt mit ca. 1.000 g m^{-2} Rasenschnitt pro Jahr gerechnet werden. Es zeigt sich, dass die in der Literatur angegebenen Werte zumindest kritisch hinterfragt werden müssen und die tatsächlichen Potenziale deutlich niedriger ausfallen.

Für die weiteren Gartenabfälle ist eine derart detaillierte Betrachtung auf Basis der erhobenen Daten nicht durchführbar, da für den Wachstumsverlauf und die Aufwuchsmengen keine Daten vorhanden sind. Zudem ist eine genaue Unterscheidung bzw. Zuordnung der restlichen Gartenabfälle zu Bäumen, Büschen und Beeten nicht möglich. Daher wurden diese als Gartenabfälle ohne Rasenschnitt zusammengefasst und ebenso wie der Rasenschnitt auf die Gartenfläche bezogen. Aufgrund der verfügbaren Eingangsdaten ergeben sich 3 Berechnungsoptionen, wobei die dritte Option wegen der geringen Datentiefe nur eine Unterteilung in Rasenschnitt und sonstige Gartenabfälle statt einer detaillierteren Betrachtung erlaubt. Mit diesen kann die über die Biotonne einsammelbare Gartenabfallmenge und Zusammensetzung ermittelt werden:

1. Die Durchschnittswerte aus den Abfallsortierungen werden auf die aus den Luftbildern ermittelte gesamte Grünfläche des Flurstücks (ohne versiegelte Flächen) bezogen.
2. Die Durchschnittswerte aus den Abfallsortierungen werden auf die aus den Daten des Liegenschaftskatasters ermittelte offiziell unbebaute Fläche bezogen.
3. Die Durchschnittswerte aus den Abfallsortierungen werden auf die aus den Luftbildern ermittelten jeweiligen bepflanzten Flächen, unterteilt in Rasenflächen und sonstige Flächen, bezogen.

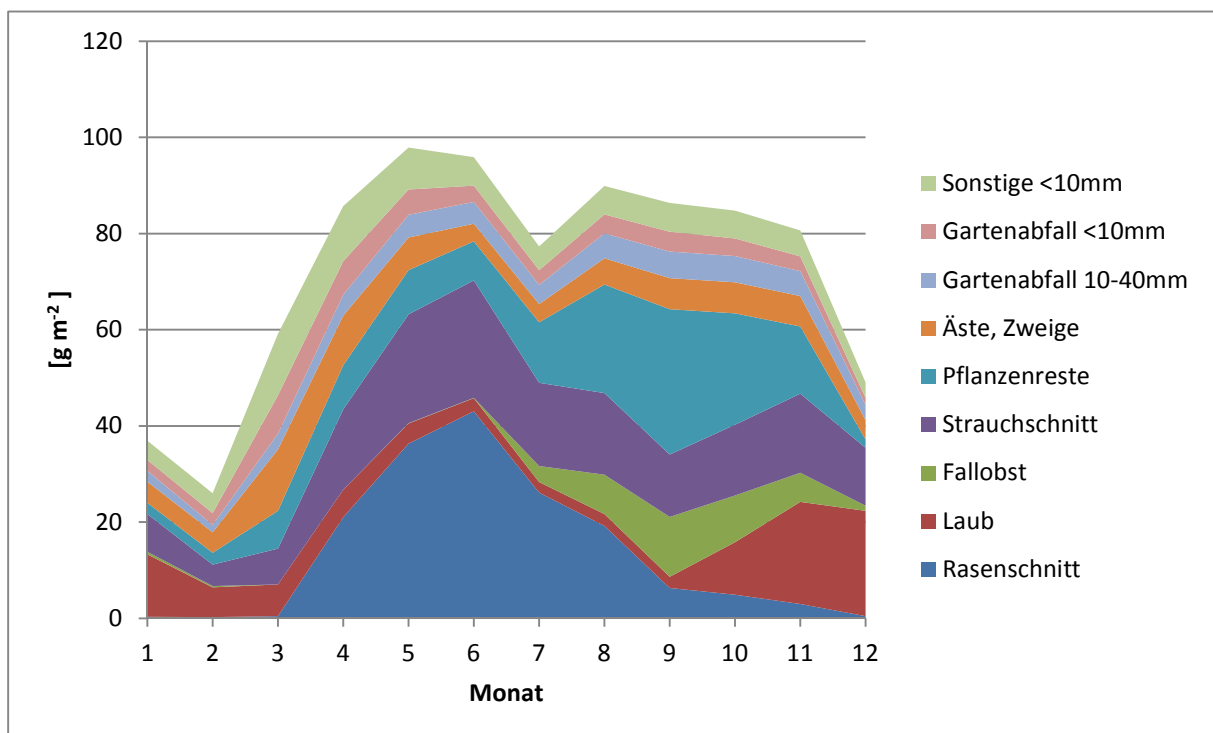


Abbildung 77: Mengen und jahreszeitliche Zusammensetzung der Gartenabfälle bezogen auf die unbebaute Fläche

Es wurden insgesamt 4 Abfallsortierungen innerhalb von 12 Monaten im März, Juni, September und Dezember durchgeführt. Die dazwischenliegenden Abfallzusammensetzungen wurden zunächst linear interpoliert und anschließend anhand der jahreszeitlichen Verlaufskurve den monatlichen Menge des eingesammelten Bioabfalls angepasst (Abbildung 77). Hieraus ergeben sich die aus den Abfallanalysen jährlich über die Biotonne erschließbaren Gartenabfälle (Tabelle 82).

Tabelle 82: Zusammenfassung der Jahresmengen in der Biotonne aus Abfallsortierungen in Abhängigkeit der Bezugsflächen

	Jahresmenge g m ⁻²		
	unbebaute Fläche	Grünfläche	jeweils bewachsen
Grünabfall ohne Rasen	0,53 – 0,94	0,81 – 1,43	1,52 – 2,69
Rasen	0,11 – 0,19	0,15 – 0,27	0,36 – 0,64
Grünabfall gesamt	0,64 – 1,14	0,96 – 1,70	
Grünabfall gesamt Durchschnitt	0,87	1,30	

Die ermittelten Werte wurden den tatsächlich im Versuchszeitraum Juli 2009 bis Juni 2010 in Bergedorf gesammelten Bioabfallmengen zur Verifikation gegenüber gestellt. Da diese auch die Mengen der Mehrfamilienhäuser beinhalten, wurde über die vorhandenen Behälterdaten im GIS eine Auswertung der Behältervolumen und Leerungsintervalle der Bioabfallbehälter der MFH durchgeführt. Diese ergab einen Anteil der MFH an der Bioabfallmenge von 22,4 % welche von der Gesamtmenge abgezogen wurde. Anschließend wurden die durchschnittlich für EFH in den Abfallsortierungen festgestellten 0,25 kg FM EW⁻¹ Woche⁻¹ Lebensmittelabfall subtrahiert, wodurch sich eine Menge von 0,89 g FM m⁻² a⁻¹ ergibt. Der in den Abfallsortierungen ermittelte Wert von 0,87 g FM m⁻² a⁻¹ liegt somit unter Anbetracht der in Kapitel 5.2.2 ermittelten relativen maximalen Zufallsabweichung von ca. 12 – 19 % und der getroffenen Annahmen innerhalb des Erwartungswerts und stellt eine realistische Abschätzung dar.

Durch die Befragungen und Fragebögen zum Entsorgungsverhalten (Restabfall, Bioabfall, Recyclinghof, Eigenkompostierung, Kamin) auf dem Recyclinghof und den dort abgegebenen Grünabfallmengen konnte weiteres technisches Potenzial, welches nicht in der Biotonne entsorgt wird, bestimmt werden (vgl. Kapitel 6.6.6). Hierfür wurden der Anteil der Biotonnenutzer anhand von Befragungen auf dem Recyclinghof auf 36 % bestimmt und diesen die auf dem Recyclinghof abgegebenen Grünabfallmengen anteilig zugeordnet (151 Mg FM a⁻¹). Die Befragung der Haushalte im Untersuchungsgebiet ergab, dass 29,8 % neben der Biotonne den Recyclinghof zur Entsorgung nutzen. Hiervon entsorgen etwa die Hälfte die weiteren Grünabfälle ausschließlich auf dem Recyclinghof, sodass von dieser Gruppe etwas größere Anteile an der Gesamtmenge erwartet werden. Diese wurden über eine Sensitivitätsanalyse zu 0,49 bis 0,59 kg FM je m² unbebaute Fläche pro Jahr bestimmt. Zusammen mit der Differenz der berechneten theoretischen Rasenschnittpotenziale und der im Bioabfall gefundenen Rasenschnittmengen teilen sie sich in 0,08 – 0,23 kg FM Rasenschnitt und 0,26 – 0,50 kg FM ande-

re Grünabfälle je m^2 unbebauter Fläche auf. Zusammen mit den über die Bioabfallsammlung erschließbaren Potentialen ergeben sich damit die in Tabelle 83 dargestellten technischen Potenziale.

Tabelle 83: Zusammenfassung der Jahresmengen (technische Potenziale) aus Abfallsortierungen und Befragungen in Abhängigkeit der Bezugsflächen

	Jahresmenge g m^{-2}		
	unbebaute Fläche	Grünfläche	jeweils bewachsen
Grünabfall ohne Rasen	0,79 – 1,45	1,17 – 2,16	2,16 – 3,94
Rasen	0,19 – 0,43	0,27 – 0,59	0,64 – 1,42
Grünabfall gesamt	0,98 – 1,87	1,44 – 2,75	

Der Vergleich mit den in der Literatur angegebenen Werten (vgl. Kapitel 6.6.8) zeigt, dass sich die dort angegebenen Potenziale von $1,5 - 3,5 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ für Grünabfall auf die bewachsene Gartenfläche beziehen. Über die Literaturangaben, welche nur Werte für Rasenschnitt und holzige Abfälle beinhalten ($0,15 - 0,7 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Gehölzschnitt und $1,5 - 3,0 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ Rasenschnitt), lassen sich die Gesamtgartenabfallmengen nicht ermitteln. Mit ihnen lässt sich maximal die Hälfte der sonst in der Literatur angegebenen Mengen berechnen, sofern sie auf die jeweils bewachsenen Flächen bezogen werden, wobei die Rasenschnittmengen wie beschrieben, als zu hoch angesehen werden.

Die Ermittlung der Gartenabfallpotenziale im GIS erfolgt damit über die jeweiligen Flächen $A_{\text{Fläche}}$, die Flächenaufteilungskoeffizienten $\alpha_{\text{Fläche, Bezugsfläche}}$ sowie die Potenzialparameter $P_{\text{Stoffstrom, Flächenbezug, Zeitbezug, Art}}$.

Es stehen die offiziell unbebauten Flächen aus dem Liegenschaftskataster (A_{unbebaut}), die aus den Luftbildern ermittelten bewachsenen Gartenflächen ($A_{\text{bewachsen}}$) oder Rasenflächen (A_{Rasen}) und Grünflächen ohne Rasen ($A_{\text{Grün ohne Rasen}}$) als Eingangsparameter zur Verfügung. Eine Umrechnung der Werte auf das gesamte Flurstück ($A_{\text{Flurstück}}$) ist ebenfalls möglich. Dadurch kann über die Subtraktion des prozentualen Gebäudeanteils ($A_{\text{Flurstück}} \cdot \alpha_{\text{Gebäude, Flurstück}}$) die unbebaute Fläche (A'_{unbebaut}) abgeschätzt werden und im Anschluss die gleiche Berechnung wie über die unbebaute Fläche erfolgen.

Hierbei wird das in Kapitel 7.2 beschriebene Vorgehen empfohlen:

1. Extrahieren aller Flurstücke mit Wohnbebauung
2. Auswahl aller Flurstücke mit EFH, DH und RH Bebauung
3. Entfernen aller Gebäudegrundflächen von den Flurstücksflächen
4. Neuberechnung der Einzelflächen
→ Bestimmung von A_{unbebaut} als Summe der unbebauten Einzelflächen
5. Luftbilddauswertung / Ermittlung der Gartenstrukturen
→ Bestimmung der Flächenaufteilungskoeffizienten $\alpha_{\text{Fläche, Bezugsfläche}}$
6. Zuordnung der Berechnungsparameter

Die Flächenaufteilungskoeffizienten wurden in Kapitel 6.6.3 durch die manuelle Auswertung von Digitalen Orthophotos mit Bodenauflösungen von 10 cm (DOP10) für Hamburg-Bergedorf bestimmt (Tabelle 85). Durch die manuelle oder automatisierte Klassifizierung von Luftbildaufnahmen können diese angepasst werden.

Die Berechnung der Potenziale pro Jahr (a) $P_{Stoffstrom,a,Art}$ nach Art (erschließbar (e) oder technisch (te)) für die Stoffströme Gartenabfall (GA) sowie Rasen und Gartenabfall ohne Rasen (GAohRasen) erfolgt durch Multiplikation der Flächen mit dem entsprechenden Flächenaufteilungskoeffizienten und dem zugehörigen Potenzialparameter nach Gleichung 6.6):

$$P_{Stoffstrom,a,Art} = p_{Stoffstrom,Flächenbezug,Zeitbezug,Art} \cdot \sum_{i=1}^n A_{Fläche,i} \cdot \alpha_{Fläche,Bezugsfläche}$$

Wird keine separate Ermittlung der Gartenstrukturen durchgeführt, wird empfohlen, die offiziell unbebaute Fläche $A_{unbebaut}$ über das Liegenschaftskataster zu ermitteln. Anschließend werden durch Multiplikation mit den Potenzialparametern $p_{GA,unbebaut,a,te}$ und $p_{GA,unbebaut,a,e}$ die technischen und über die Biotonne erschließbaren Potenziale berechnet. Diese beinhalten bereits die in Kapitel 6.6.3 bestimmten Gartenstrukturen.

Sofern angenommen wird, dass die Gartenstrukturen von den für Hamburg Bergedorf ermittelten deutlich abweichen, ist eine Luftbildauswertung notwendig. Dies ist vor allem ratsam, wenn die betrachteten Grundstücke sehr groß (im Durchschnitt >1000 m²) oder sehr klein (< 200 m²) sind. Vereinfachend kann neben den offiziellen Gebäuden die weitere versiegelte Fläche identifiziert und abgezogen werden um die bewachsene Fläche der Flurstücke zu erhalten. In den Potenzialparametern für die bewachsene Fläche ist die Gartenaufteilung bereits enthalten, sodass darüber die Grünabfallmenge und die Aufteilung abgeschätzt werden kann. Die Berechnung erfolgt für die Gartenflächen ($A_{bewachsen}$) oder Rasenflächen (A_{Rasen}) und Grünflächen ohne Rasen ($A_{GrünohRasen}$) im Anschluss an die Bestimmung der Gartenstrukturen analog der Berechnungen für die unbebauten Flächen.

Die Potenzialparameter ergeben sich aus den Werten in Tabelle 82 und Tabelle 83. Die dort angegebenen Werte sollten aufgrund der großen Spannbreiten bei der Potenzialberechnung als Minimum (min) und Maximumwerte (max) verwendet werden.

Zusätzlich wurden aus den Abfallanalysen in Kombination mit der jahreszeitlichen Verteilung der Bioabfallmengen die monatlichen Mengen und deren Zusammensetzung bestimmt. Aufgrund der hohen Variationskoeffizienten der Einzelfraktionen, welche zum Teil mehr als 200 % betragen, kann die Verteilung als grobe Abschätzung betrachtet werden.

Tabelle 84: Übersicht über die Potenziale, die zugehörigen Potenzialparameter und Flächen

Potenziale		Potenzialparameter [kg m ⁻² a ⁻¹]		Bezugsfläche
		min	max	
$P_{GA,a,e}$	$p_{GA,unbebaut,a,e} =$	0,64	1,14	$A_{unbebaut}$
$P_{Rasen,a,e}$	$p_{Rasen,unbebaut,a,e} =$	0,11	0,19	
$P_{GAohRasen,a,e}$	$p_{GAohRasen,unbebaut,a,e} =$	0,53	0,94	
$P_{GA,a,te}$	$p_{GA,unbebaut,a,te} =$	0,98	1,87	
$P_{Rasen,a,te}$	$p_{Rasen,unbebaut,a,te} =$	0,19	0,43	
$P_{GAohRasen,a,te}$	$p_{GAohRasen,unbebaut,a,te} =$	0,79	1,45	
$P_{GA,a,e}$	$p_{GA,bewachsen,a,e} =$	0,96	1,70	$A_{bewachsen}$
$P_{Rasen,a,e}$	$p_{Rasen,bewachsen,a,e} =$	0,15	0,27	
$P_{GAohRasen,a,e}$	$p_{GAohRasen,bewachsen,a,e} =$	0,81	1,43	
$P_{GA,a,te}$	$p_{GA,bewachsen,a,te} =$	1,44	2,75	
$P_{Rasen,a,te}$	$p_{Rasen,bewachsen,a,te} =$	0,27	0,59	
$P_{GAohRasen,a,te}$	$p_{GAohRasen,bewachsen,a,te} =$	1,17	2,16	
$P_{Rasen,a,e}$	$p_{Rasen,Rasen,a,e} =$	0,36	0,64	A_{Rasen}
$P_{Rasen,a,te}$	$p_{Rasen,Rasen,a,te} =$	0,64	1,42	
$P_{GAohRasen,a,e}$	$p_{GAohRasen,GrünohRasen,a,e} =$	1,52	2,69	$A_{GrünohRasen}$
$P_{GAohRasen,a,te}$	$p_{GAohRasen,GrünohRasen,a,te} =$	2,16	3,94	

Die jahreszeitliche Verteilung wird über die (12,9)-Verteilungsmatrix $G_{GA,mon}$ beschrieben. Sie enthält in den 12 Zeilen die prozentualen monatlichen Anteile der Gesamtmenge. Diese sind auf die 9 Spalten der einzelnen Fraktionen Rasen, Laub, Fallobst, Strauchschnitt, Pflanzenreste, holziges, Organik 10 – 40 mm, Organik <10 mm und sonstige Anteile <10 mm verteilt. Bei einer Aufteilung in Rasenschnitt und sonstige Grünabfälle entfällt die Spalte Rasen und die Mengen werden auf die Grünfläche ohne Rasenfläche bezogen, woraus sich die (12,8)-Matrix $G_{GAohRasen,mon}$ ergibt (Kapitel 6.6.9).

Die Rasenschnittpotenziale werden in diesem Fall über die Potenzialparameter $p_{Rasen,a,te}$ (technisch) oder $p_{Rasen,a,e}$ (erschließbar), die mit Rasen bewachsenen Flächen $A_{Rasen,i}$ sowie die monatlichen prozentualen Verteilungskoeffizienten von Rasen, die in dem (1,12)-Vektor $\vec{g}_{Rasen,mon}$ zusammengefasst sind, bestimmt. Durch Multiplikation mit dem jeweiligen Parameter für das Grünabfallpotenzial $p_{GA,a,te}$ oder $p_{GA,a,e}$ wird die (12,9) / (12,8)-Matrix der monatlichen Potenziale $P_{GA,mon,te}$ / $P_{GAohRasen,mon,te}$ oder entsprechend $P_{GA,mon,e}$ / $P_{GAohRasen,mon,e}$ berechnet (vgl. Kapitel 7.2.1).

Tabelle 85: Flächenaufteilungskoeffizienten

Fläche	$\alpha_{\text{Fläche,unbebaut}}$	$\alpha_{\text{Fläche,bewachsen}}$
unbebaut	100 %	143 %
Grünfläche	70 %	100 %
Rasen	31%	44 %
Grün ohne Rasen	39 %	56 %
Gehölz	31 %	44 %

Derzeit ist eine Unterscheidung in Rasen- und andere Grünflächen nicht relevant, da Grünabfälle im Allgemeinen gemeinsam in der Biotonne, auf Recyclinghöfen oder auf Grünabfallsammelplätzen entsorgt werden. Für zukünftige Konzepte, welche die separate Sammlung von Rasenschnitt (z.B. als Rasensacksammlung), welcher in Biogasanlagen verwertet werden kann oder von holzigen Abfällen für die Verbrennung beinhalten, ist diese Unterscheidung sinnvoll. Für die separate Bestimmung von holzigen Abfällen sind aufgrund der großen Variationskoeffizienten insbesondere bei den durchgeführten Abfallsortierungen deutlich umfangreichere Untersuchungen notwendig. Eine Abschätzung mit den vorhandenen Daten zeigt, dass die in der Literatur angegebenen Flächenparameter für holzige Gartenabfälle (vgl. Tabelle 50) teilweise begrünte Strauchschnittanteile nicht mit einschließen. Bis für die holzigen Abfälle weitere Untersuchungen vorliegen, wird empfohlen die von Doedens (1982) aus Waldrandgehölzen abgeschätzten Streumengen von $0,15 - 0,7 \text{ kg FM m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ für $P_{\text{holzige,a,te}}$ in Kombination mit den Flächen von Bäumen, Sträuchern und Hecken zu verwenden.

Für weitere Bioressourcen von öffentlichen und anderen Grünflächen, Verkehrsflächen, und Landschaftspflegeflächen wurden durch eine Literaturrecherche die derzeit verfügbaren Berechnungsparameter ermittelt und mögliche Eingangsparameter aus zugeordnet. Diese sind in Kapitel 8 zusammengestellt.

10 FAZIT UND AUSBLICK

Insgesamt zeigen die Untersuchungen, dass sich mit den Daten des Liegenschaftskatasters und hochauflösenden Luftbildern die Bioressourcenpotenziale von Haushalten unter Verwendung von Einwohnerdaten bestimmen lassen. Aufgrund der vielen Einflussfaktoren, ist die Angabe von relativ großen Spannbreiten unvermeidbar. Die Auswirkungen einiger Einflussfaktoren, wie die individuelle Gartenpflege, das Entsorgungsverhalten, z.B. in Bezug auf Eigenkompostierung, lassen sich zwar z.T. quantifizieren, die Erhebung dieser Einflussfaktoren ist jedoch größtenteils nicht möglich, sodass sie sich nicht in ein geodatenbasiertes System integrieren lassen. Eine theoretische Herleitung von Abhängigkeiten von Klimabedingungen ist vor diesem Hintergrund sowie aufgrund fehlender Daten nicht möglich. Die Bestimmung der Abfallpotenziale muss daher über empirische Untersuchungen erfolgen.

Die Nutzung von Abfallanalysen zur Bestimmung der Lebensmittelabfallpotenziale liefert hierfür hinreichende Daten. Die Ermittlung der über die Eigenkompostierung entsorgten Lebensmittelabfälle auf Basis der Abfallbehälter, welche keine Zubereitungs- und Speisereste enthalten, sollte in weiteren Untersuchungen verifiziert werden. Gartenabfallpotenziale können nur durch sehr umfangreiche Analysen bestimmt werden, sodass eine regionale Anpassung der ermittelten Gartenabfallpotenzialparameter mit einem großen Aufwand verbunden ist.

Bisher unveröffentlichte Ergebnisse aus dem BERBION-Projekt zeigen, dass die kurzzeitige Lagerung von Rasenschnitt in Plastiksäcken maximal mit geringfügigen Verlusten beim Biogaspotenzial einhergeht, sodass für urbane Bioressourcenkonzepte die getrennte Sammlung von Rasenschnitt z.B. durch eine Rasensacksammlung im Sommerhalbjahr sinnvoll sein kann. Insbesondere die in der Literatur angegebenen und in den meisten Biomassepotenzialstudien verwendeten Potenziale für Rasenschnitt konnten nicht bestätigt werden. Diese sind deutlich zu hoch, sodass etwa mit der Hälfte des dort angegebenen Potenzials gerechnet werden kann. Dementsprechend sollten zur Verifikation der hier vorgestellten Ergebnisse weitere Untersuchungen des Rasenschnittpotenzials bei Privathaushalten erfolgen. Vor allem in Hinblick auf die regionalen klimatischen Unterschiede sollten weitere Rasenflächen von Privathaushalten in verschiedenen Regionen untersucht werden. Hierfür wäre die Bestimmung der Rasenschnittmengen der gesamten Wachstumsperiode von April bis September notwendig. Dies könnte durch die freiwillige Teilnahme von Haushalten erfolgen, welche die eigenen gesammelten Rasenschnittmengen vor der Entsorgung wiegen. Diese können anschließend auf die vor Ort oder aus Luftbildern ermittelte Rasenfläche bezogen werden und durch Erhebungen in verschiedenen Zonen Deutschlands oder Europas in einen geographischen (klimatischen) Kontext gesetzt werden. Dies wäre auch in Bezug auf weitere urbane Grünflächen von Mehrfamilienhäusern und städtischen Grünflächen interessant. Rasenflächen aus diesen Gebieten werden aus Kostengründen oftmals gemulcht, sodass diese Potenziale größtenteils nicht erschließbar sind. Baum- und Strauchschnittpotenziale können hingegen vereinfachend über die ermittelten Berechnungsparameter abgeschätzt werden. Aufgrund der großen Variationskoeffizienten wären auch hierfür weitere Untersuchungen, welche die Bewirtschaftung mit einbeziehen, wünschenswert.

Für viele Gebiete in Deutschland existieren hochauflösende Luftbilder, welche regelmäßig aktualisiert werden. Über deren Auswertung ist die Klassifizierung von Flächen möglich (Remote Sensing). Diese erlaubt eine automatisierte Bestimmung der Garten- und Flächenstrukturen und damit eine flächendeckende detaillierte Zuordnung der Bioressourcen. Die in dieser Arbeit angestrebte Unterteilung der Bioressourcenströme hinsichtlich ihrer möglichen Verwertungspfade bietet, auch wenn sie in den derzeitigen Entsorgungskonzepten eine untergeordnete Stelle einnimmt, die Möglichkeit zukünftigen Verwertungskonzepten die benötigte Datenbasis zu liefern.

Beispielsweise können durch Objekterkennung verschiedene Baumarten mit großer Genauigkeit klassifiziert werden, sodass diesen entsprechende Potenzialdaten zugeordnet werden könnten, welche abhängig von der Baumart, der Höhe und dem Baumkronenumfang (bzw. -volumen) ermittelt werden müssten. Dies wäre insbesondere für die öffentlich gepflegten Bäume von Verkehrsflächen interessant, da für diese regelmäßig professionell Pflegemaßnahmen durchgeführt werden. Ähnliche Möglichkeiten der Potenzialermittlung bestehen ebenfalls für die Laubmengen, welche den entsprechenden Baumarten zugeordnet werden könnten.

Bei den Einfamilienhäusern wurden im Herbst große Mengen Fallobst im Abfall gefunden. Fallobst stammt von Obstbäumen, welche sich bei einer manuellen Luftbilderkennung nicht von anderen Bäumen unterscheiden lassen, sodass eine genaue Zuordnung des Fallobstes nicht möglich ist. Hier bestehen Überlegungen anhand von Laserscannerbefliegungen und der Erkennung von Aststrukturen und der Aufwuchshöhe, eine Unterscheidung von Obstbäumen von anderen Baumarten vorzunehmen, wodurch sich die Fallobstpotenziale von Obstbäumen im Abfall ermitteln ließen.

Die GIS-basierte Bestimmung von urbanen Biomassereststoffen befindet sich in der Anfangsphase. Die technologische Entwicklung in der Informationstechnologie und der Sensorik eröffnet eine Vielzahl von Möglichkeiten der computergestützten Auswertung von Geodaten, welche mittelfristig auch in der Abfallressourcenwirtschaft Einzug halten wird. Gleichzeitig nimmt die Nachfrage nach biogenen Rohstoffen in Hinblick auf die stoffliche und energetische Verwertung zu, für die die Zusammensetzung und Verfügbarkeit der Stoffströme an Bedeutung gewinnt. Die GIS-basierte Bioressourceninventur bietet Möglichkeiten die Bioressourcen digital detailliert räumlich zuzuordnen und kann dadurch als Basis für die Entwicklung von Logistik- und Verwertungskonzepten dienen. Die in dieser Arbeit vorgestellten Daten und Methoden für Privathaushalte bilden dafür die Basis für einen kleinen Teilbereich der urbanen Bioressourcen. Dieser sollte durch weitere Untersuchungen erweitert werden, um zukünftig den gesamten urbanen Raum abdecken zu können und Anwendung in der praktischen Erhebung von Bioressourcenpotenzialen zu finden.

11 LITERATUR

AdV (2012): PRODUKTBLATT Digitale Orthophotos Bodenauflösung 20 cm und 40 cm (DOP20 und DOP40), Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.)

AdV (2010): Technisches Regelwerk für den Datenaustausch von Digitalen Orthophotos (DOP). Version 1.3, Bearbeitungsstand: 26.04.2010, Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.)

AdV (2008): GeoInfoDok 6.0 - AFIS-Objektartenkatalog Version 6.0. Stand: 11.04.2008, Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.)

Adwiraah H., Oldenburg S., Körner I., Stegmann R. (2012): Bioresources inventory – GIS-based identification, quantification and characterisation methods. In: IRSTEa, ORBIT Association, ECN - European Compost Network (Hrsg.): ORBIT 2012 – Global Assessment for Organic Resources and Waste Management (CD-Rom), Tagungsband, Rennes, Frankreich, 12.-15. Juni 2012

Adwiraah H., Zhu Y., Helelo A. (2012a): Autumn leaves for anaerobic digestion – energy potential of the broad-leaved trees in Hamburg. In: IRSTEa, ORBIT Association, ECN - European Compost Network (Hrsg.): ORBIT 2012 – Global Assessment for Organic Resources and Waste Management (CD-Rom), Tagungsband, Rennes, Frankreich, 12.-15. Juni 2012

Adwiraah H., Oldenburg S., Körner I. (2010): Das BERBION-Projekt – Neue Wege zur energetischen und stofflichen Nutzung regionaler Bioressourcen. In: Fricke K., Bergs C.-G., Kosak G., Wallmann R. (Hrsg.): Abfallwirtschaft in Städten und Ballungsräumen - 71. Symposium des ANS e.V., Gelsenkirchen: Orbit e.V. Verlag, ISBN 3-935974-33-7, S. 159 – 167

Adwiraah H., Vankevich R., Ritzkowski M., Stegmann R. (2007): GIS Databases as a basis for risk assessment of landfills. In: Cossu R., Diaz L. F., Stegmann R. (Hrsg.): Sardinia 2007 – Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, Proceedings (CD-Rom), 1. – 5. Oktober 2007, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy, ISBN 978-88-6265-003-8

AGEB (2014): Energieverbrauch in Deutschland, Daten für das 1. bis 4. Quartal 2013. Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V. (Hrsg.), URL: http://www.ag-energiebilanzen.de/index.php?article_id=29&fileName=quartalsbericht_q4_2013_23012014.pdf (Stand: 07.09.2014)

Altissimo A., Peserico L., Amendola F., Schlosser V., Schlosser M. (2008): Optimierung von Rasenqualität und Biomasseproduktion: Der Einfluss verschiedener Stickstoffformen. Rasen Turf Gazon 3/2008, S. 35–37

Arez A., Hirschl B. (2007): Biomassepotenziale in Deutschland - Übersicht maßgeblicher Studienergebnisse und Gegenüberstellung der Methoden. Studie im Rahmen des Verbundprojekts DENDROM – Zukunftsrohstoff Dendromasse, FH Eberswalde

ATUS, INFA (2009): Wissenschaftliche Begleitung des Versuches "Hamburger Wertstofftonne" – Endbericht. ATUS GmbH, INFA - Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH (Hrsg.), im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg (SRH)

ATUS, INFA (2009a): Wissenschaftliche Begleitung des Versuches "Hamburger Wertstofftonne" – Anhang zum Endbericht. ATUS GmbH, INFA - Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH (Hrsg.), im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg (SRH)

- Bär D., Jacob H., Schulz H. (1995): Wirkung unterschiedlicher Beschattungsintensität auf die Entwicklung einiger Rasengräserarten. *Rasen Turf Gazon* 26, S.84 – 94
- Bannink I., Lenz P. (2012): Umverteilung von Werten auf unterschiedliche räumliche Aggregationsniveaus. In: Strobl J., Blaschke T., Griesebner G. (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2012*, Beiträge zum 24. AGIT-Symposium, Salzburg 2012, S. 2 – 7, Berlin, Offenbach: Wichmann Verlag, ISBN 978-3-87907-520-1
- Baur F., Haas C. (2002): Studie zur Weiterentwicklung der energetischen Verwertung von Biomasse im Saarland, Teil 1: Herleitung von Biomasse-Potenzialen in unterschiedlichen Betrachtungsebenen, Abschlussbericht. Institut für ZukunftsEnergieSysteme (IZES) (Hrsg.), ISBN 3-9808144-3-2
- Baumgärtner A. (2011): Bewertung des regionalen Holzpotenzials des Bezirks Hamburg-Bergedorf im Hinblick auf die Verwertung für die Biogasproduktion, Diplomarbeit am Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, TU Hamburg-Harburg
- Bayer S., Mohsen M., Bucher T. (2013): Automatisierte Einzelbaumerfassung auf Basis von hochaufgelösten TrueOrtho-Mosaiken und photogrammetrisch abgeleiteten Oberflächenmodellen. Seyfert E. (Hrsg.): *Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation (DGPF) e.V.*, Band 22, 2013, 33. Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF, 27. Februar – 1. März 2013 in Freiburg i. B., ISSN 0942-2870
- Beccali M., Columbab P., D’Albertia V., Franzittaa V. (2009): Assessment of bioenergy potential in Sicily: A GIS-based support methodology. *Biomass and Bioenergy*, 33(1), S. 79–87
- Bekker M. (2007): Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. *Schriftenreihe SWW – Band 125*, Universität Karlsruhe – Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, 2007, ISBN 978-3-9809383-8-9
- Beigl P., Lebersorger S., Salhofer S. (2008): Modelling municipal solid waste generation: a review. *Waste Management*, 28 (1), S. 200-214
- Bifa GmbH (1997): Studie über die energetische Nutzung der Biomassenanteile in Abfällen. Bayerisches Institut für Abfallforschung (Hrsg.)
- Bill R., Fritsch D. (1991): *Grundlagen der Geo-Informationssysteme*, Bd. 1., Karlsruhe: Wichmann
- Bioteau T., Boret F., Tretyakov O., Béline F., Balynska M., Girault R. (2012): A GIS-based approach for optimizing the development of collective biogas plants. In: IRSTEA, ORBIT Association, ECN - European Compost Network (Hrsg.): *ORBIT 2012 – Global Assessment for Organic Resources and Waste Management (CD-Rom)*, Tagungsband, Rennes, Frankreich, 12.-15. Juni 2012
- Bioteau T., Bah F., Resse A. (2010): Apports du SIG et de la télédétection pour connaître son territoire, une aide à la décision pour la gestion des déchets verts des ménages. Conférence francophone ESRI, Versailles, Frankreich, 29. – 30. September 2010
- Bischofsberger W., Dichtl N., Rosenwinkel K.-H., Seyfried C.-F., Böhnke B. (Hrsg.) (2004): *Anaerobtechnik*. Berlin, Heidelberg: Springer, ISBN 978-3540068501
- Bocksch M. (1998): Gezielte Sortenwahl-Einfluss auf Narbenqualität und Bearbeitungsintensität?. *Rebschutzdienst (Hrsg.): XII. Kolloquium: Kaiserstuhl 1998*, 26. – 29. August 1998, Vogtsburg-Oberrotweil im Kaiserstuhl (Deutschland) und Sigolsheim/Elsaß (Frankreich)

- Bocksch M. (2006): Rasenschnittgut - Fluch oder Segen?. Deutsche Rasengesellschaft (DRG) e. V. (Hrsg.), Bonn
- Brandt I., Engelschall B. (2011): Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung Hamburg. 2. Auflage Januar 2011, Freie und Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (Hrsg.), URL: <http://www.hamburg.de/contentblob/1159602/data/download-kartieranleitung-und-biotoptypenschluessel-fuer-die-biotopkartierung-in-hamburg.pdf> (Stand: 27.04.2013)
- BLAG (2014): Hinweise zum Vollzug der novellierten Bioabfallverordnung (2012). Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Hinweise zum Vollzug der BioAbfV“, BMUB (Hrsg.), URL: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/bioabfv_hinweise_bf.pdf. (Stand: 17.08.2014)
- BMWi (2013): Erneuerbare Energien im Jahr 2013, Erste vorläufige Daten zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland auf der Grundlage der Angaben der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat), Stand: 28. Februar 2014. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (Hrsg.), URL: <http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/A/agee-stat-bericht-ee-2013,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf>
- Budryte-Aleksandraviciene E., Schulz H. (1999): Wirkung unterschiedlicher Beschattungsintensität auf die Entwicklung einiger Rasengräserarten und -sorten. Rasen Turf Gazon, 30/1999, S. 89 – 94
- Bühl A. (2009): Auf Dem Weg Zur Biomächtigen Gesellschaft?: Chancen Und Risiken Der Gentechnik. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, ISBN 978-3531161914
- Chalkias C., Lasaridi K. (2009): A GIS based model for the optimisation of municipal solid waste collection: the case study of Nikea, Athens, Greece, WSEAS Transactions on environment and Development, 10 (5), S.640 – 650, ISSN: 1790-5079
- Chang N.B., Parvathinathan G., Breeden J.B. (2008): Combining GIS with fuzzy multicriteria decision-making for landfill siting in a fast-growing urban region. Journal of Environmental management, 87 (1), S. 139 – 153
- Clifton-Brown J.C., Stampfl P.F., Jones M.B. (2004): Miscanthus Biomass Production for Energy in Europe and its Potential Contribution to Decreasing Fossil Fuel Carbon Emissions. Global Change Biology, 10 (4), S. 509 – 518
- Cofresco (2011): Save Food Studie. Das Wegwerfen von Lebensmitteln – Einstellungen und Verhaltensmuster, Quantitative Studie in deutschen Privathaushalten. Ergebnisse Deutschland. URL: http://www.cofresco.de/pdf/Results_Save_Food_Study_Germany.pdf (Stand: 06.09.2014)
- Dach J. (2000): Anforderungen an die Deponierung von MBA-Abfällen. In: Soye K., Hermann T., Koller M., Thrän D. (Hrsg.): Die Zukunft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, Brandenburgische Umweltberichte 6, S. 98 – 113
- De Lange N. (2006): Geoinformatik in Theorie und Praxis. Berlin: Springer, ISBN 978-3540282914
- Dehoust G., Schüler,D., Bleher D., Süß K., Idelmann M., Turk T., Wöbbeking K.H., Wollny V., Schaubbruch W. (2008): Optimierung der Abfallwirtschaft in Hamburg unter dem besonderen Aspekt des Klimaschutzes - „Abfallwirtschaft und Klimaschutz“, Öko-Institut, Darmstadt
- Deimer C., Hoffmann-Bahnsen R., Eichentopf F., Spilke J., Hahnel R., Wagner B. (2007): Projekt Technische Hilfe EFRE 6.12.2.07.0003. Durchführung einer Biomassepotenzialstudie

2007 für das Land Sachsen-Anhalt. Derzeitige und zukünftige Potenziale sowie energetische und stoffliche Nutzungsmöglichkeiten. Landgesellschaft Sachsen-Anhalt mbH (Hrsg.)

Dinter S., Moritz K. (1989): Untersuchungen zur Schnittgutverwertung. Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach

DLG (2012): Biogas aus Gras. DLG Merkblatt 386, Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (Hrsg.)

Doedens (2005): Dezentrale Biomassebereitstellung aus Bio- und Grünabfällen in Niedersachsen für die SunFuel-Produktion, Endbericht. Studie im Auftrag der Volkswagen AG und der N-Bank

Doedens (1996): Einfluss der Sammellogistik und des Gebührensystems auf die Bioabfallmengen. In: In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung III. S. 127 – 137, Witzenhausen: M.I.C. Baeza-Verlag, ISBN 3-928673-18-1

Doedens H., Weber B. (1984): Menge und Eignung organischer Abfälle zur Verwertung. Müll und Abfall, 7/1984, S. 191 – 197

Doedens H. (1982): Gartenabfälle. Ein wenig beachteter Bestandteil des Hausmülls. Müll und Abfall, 3 /1982, S. 52 – 58

Dyson B., Chang N.B. (2005): Forecasting municipal solid waste generation in a fast-growing urban region with system dynamics modeling. Waste Management, 25(7), S. 669 – 79

DWA (2008): Neuartige Sanitärsysteme, Themenband KA 1, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) e.V., ISBN 978-3-941089-37-2

Egger G., Angermann K., Aigner S., Buchgraber K., Bergler F. (2003): GIS-gestütztes Almbewertungsmodell Modellierung von Ertrag und Futterqualität als Grundlage für die Produktivitätsbewertung von Weideflächen im Almbereich und Waldweiden. Forschungsprojekt Nr. 1241, Forschungsinitiative Natur & Umwelt

Emer B., Grigolato S., Lubello D., Cavalli R. (2011): Comparison of biomass feedstock supply and demand in Northeast Italy. Biomass and Bioenergy, 35(8), S. 3309–3317

European Commission (Hrsg.) (2010): Preparatory study on food waste across EU 27, ISBN 978-92-79-22138-5

Fachverband Biogas e.V. (2014): Branchenzahlen 2013 und Prognose der Branchenentwicklung 2014, Stand 06 / 2014, URL:
http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen (Stand 31.08.2014)

FHH (2011): Arbeitshinweisen zur Führung des Objektartenbereichs „Gebäude“ im ALKIS, Version 2.1, Stand 01.02.2011. Freie und Hansestadt Hamburg – Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung (Hrsg.), URL: www.hamburg.de/contentblob/2022862/data/alkis-gebaeude.pdf (Stand 06.09.2014)

FHH (2007): Abfallwirtschaftsplan Siedlungsabfälle der Hansestadt Hamburg vom 16. Oktober 2007. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. URL:
<http://www.hamburg.de/contentblob/137022/data/awp-hausmuell.pdf> (Stand: 31.08.2014)

FNR (2005): Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung . Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (Hrsg.), ISBN 3-00-014333-5

Forschung und Beratung für Wohnen, Immobilien und Umwelt GmbH (1993): Eigenkompostierung im Hamburger Stadtgebiet, Endbericht, im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg

- Frick D. (2008): Theorie des Städtebaus, Zur baulich-räumlichen Organisation von Stadt. Tübingen: Wasmuth, ISBN 978-3803006547
- Fricke K., Goedecke H., Einzmann U. (2003): Die Getrenntsammlung und Verwertung von Bioabfällen – Bestandsaufnahme 2003. In: Die Zukunft der Getrenntsammlung von Bioabfällen“, Schriftenreihe des ANS 44, S. 11 – 64, Weimar: Orbitverlag
- Fricke K., Niesar M., Turk T. (2003a): Restabfallmengen und -qualitäten für die mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren. In: Bilitewski B., Schnurer H., Zeschmar-Lahl B. (Hrsg.): Müll-Handbuch, Bd. 3., Kennzahl 5616, Berlin: Erich Schmitt Verlag
- Fricke K., Turk T., Vogtmann H. (1994): Die Sammlung von Bioabfällen. In: Bilitewski B., Schnurer H., Zeschmar-Lahl B. (Hrsg.): Müll-Handbuch, Bd. 3. Kennzahl 2882, Berlin: Erich Schmitt Verlag
- Fricke K.; Turk T. (1991): Stand und Stellenwert der Kompostierung in der Abfallwirtschaft. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. Abfallwirtschaft 6., Witzenhausen: M.C.I. Baeza Verlag, ISBN 978-3881226332
- Fritsche U.R., Dehoust G., Jenseit W., Hünecke K., Rausch L., Schüler D., Wiegmann K., Heinz A., Hiebel M., Ising M., Kabasci S., Unger C., Thrän D., Fröhlich N., Scholwin F., Reinhardt G., Gärtner S., Patyk A., Baur F., Bemann U., Groß B., Heib M., Ziegler C., Flake M., Schmehl M., Simon S. (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse, Endbericht. Öko-Institut e.V. – Institut für angewandte Ökologie (Hrsg.), Freiburg – Darmstadt – Berlin, ISBN 3-934490-20-4
- Forrath S., Caspary C., Heck P. (2006): Forschungskoooperation Regionale Wertschöpfung durch regionales Stoffstrommanagement im Landkreis Cochem-Zell, Abschlussbericht. Institut für angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS) (Hrsg.)
- Gallenkemper B., Doedens H. (1988): Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis. Band 21, Berlin: Erich Schmidt Verlag, ISBN 3 503 02711 4
- Gallenkemper B., Doedens H. (1994): Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis. Band 65, 2. Auflage, Berlin: Erich Schmidt Verlag, ISBN 3 503 03493 5
- Gallenkemper B., Brunnert M., Fischer U., Göbel U., Volmer J. (1990): Entsorgung ländlich strukturierter Gebiete mit verschiedenen logistischen Systemen zur getrennten Erfassung kompostierbarer Stoffe. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 2, FH Münster
- Gellenbeck K., Dornbusch H.-J., Gallenkemper B. (1994): Untersuchungen zum 2- und 4wöchentlichen Restmüllabfuhrhythmus im Landkreis Oldenburg, Textband. Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft, Umweltchemie (Hrsg.), Band 6, FH Münster
- Gemitzi A., Tsihrintzis V.A., Voudrias E., Petalasand C., Stravodimos G. (2007): Combining geographic information system, multicriteria evaluation techniques and fuzzy logic in siting MSW landfills. Environmental Geology, 51, S. 797 – 811
- Ghose M.K., Dikshit A.K., Sharma S.K. (2006): A GIS Based Transportation Model for Solid Waste Disposal – A Case study of Asansol Municipality. Waste Management 26, S. 1287–93, ISSN 0956-053X
- Golden B.L., DeArmon J.S., Baker E.K. (1983): Computational Experiments with Algorithms for a Class of Routing Problems. Computers and Operation Research, 10 (1), S. 47 – 59, ISSN 0305-0548

- Grigutsch W., Lütke Entrup N., Bocksch M. (1999): Untersuchungen zur Bewertung von Rasengräserarten, -sorten und -mischungen über die Aufwuchsleistung. *Rasen Turf Gazon*, 30 (2), S. 44 – 48
- Hammel M-L. v. (1994): Mengen- und Nährstoffbilanz organischer Rest- und Abfallstoffe für die Landkreise Cloppenburg und Vechta und das Oldenburger Münsterland, Vechta: Vechtaer Druckerei und Verlag, ISBN 3884411217
- Heck P., Hoffmann D., Wern B. (2004): Studie zur Weiterentwicklung der energetischen Verwertung von Biomasse in Rheinland-Pfalz, Abschlussbericht. Institut für angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS) (Hrsg.)
- Higgs G., (2006): Integrating multi-criteria techniques with geographical information systems in waste facility location to enhance public participation. *Waste Management and Research*, 24, S. 105–111, ISSN1096-3669
- Himstedt M., Fricke T., Wachendorf M. (2005): Ertrag und Bestandszusammensetzung von Leguminosen/Gras-Gemengen während der Etablierungsphase - Erste Ergebnisse eines Gefäßversuches. In: AG Grünland und Futterbau, Ges. für Pflanzenbauwissenschaften (Hrsg.), 49. Jahrestagung der AGGF, Bad Elster/Sachsen, S. 77 – 80, ISBN 3-00-016913-X
- Hope F., Schulz H. (1983): *Rasen*. Stuttgart: Ulmer Eugen Verlag, ISBN 978-3800150380
- ITU (1991): Hausmüll- und Geschäftsmülluntersuchung Hamburg, Endbericht. Im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg (unveröffentlicht)
- ITU (1995): Hamburger Hausmüllanalyse. m Auftrag der Stadtreinigung Hamburg und der AG Duales System (unveröffentlicht)
- IZES (2011): Biomasse-Potenzialanalyse für das Saarland, Der Teilplan Biomasse zum Master-Plan Neue Energie, Endbericht. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes
- Jäkel K., Mau S. (2003): Biogaserzeugung und -verwertung. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Dresden
- JOMA, Witzenhausen Institut (2008): Hausmüllanalyse in der Freien und Hansestadt Hamburg im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg, September 2008
- Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (Hrsg.) (2009): *Energie aus Biomasse, Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Heidelberg, Dordrecht, London, New York: Springer, ISBN 978-3-540-85094-6
- Kaltschmitt M., Thrän D. (2008): Bioenergie im globalen Energiesystem – Möglichkeiten und Grenzen. *ZfE Zeitschrift für Energiewirtschaft* 02 (2008), S. 127 – 138
- Kaltschmitt M., Merten D., Fröhlich N., Nill M. (2003): *Energiegewinnung aus Biomasse. Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten 2003, "Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit"*, Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, ISBN 3-540-40160-1
- Karadimas N.V., Loumos V.G. (2008): GIS-based modelling for the estimation of municipal solid waste generation and collection. *Waste Management & Research*, 2008: 26, S. 337–346, ISSN 0734–242X
- Karadimas N.V., Papatzelou K., Loumos V.G. (2007): Optimal solid waste collection routes identified by the ant colony system algorithm. *Waste Management & Research*, 25, S. 139 – 147, ISSN 1096-3669

- Kegebein (2006): Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Dissertation, Schriftenreihe SWW, Band 122, Karlsruhe: Verlag Siedlungswasserwirtschaft, ISBN 978-3-9809383-5-8
- Kern M., Raussen T. (2009): Optimierte stoffliche und energetische Bioabfallverwertung. In: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung IV, stofflich - energetisch. Kassel: Witzenhausen Institut, S. 349 – 369
- Kern M., Raussen T. (2005): Biobrennstoffe aus Grünabfallfraktionen. In: Thomé-Kozmiensky K. J., Beckmann M. (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe, Band 5., S. 567 – 582, Neuruppin: TK-Verlag, ISBN 978-3-935317-20-7
- Kern M., Sprick W. (1998): Strukturanalyse der Rest- und Bioabfallentsorgung: Mengen und Qualitäten in Abhängigkeit von Umfeldbedingungen und administrativer Steuerung. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung II, S.381 – 410, Witzenhausen: M.I.C. Baeza-Verlag, ISBN 3-928673-24-6
- Ketelsen K., Doedens H. (1992): Konzepte zur Entlastung des Hausmülls von organischen Abfällen. Müll und Abfall, 7, S. 470-480
- Kienzle E., Dobenecker B., Eber S. (2001): Effect of cellulose on the digestibility of high starch versus high fat diets in dogs. Journal of American Physiology and Animal Nutrition, 85, S. 174-185
- Kleinn C. (2010): Lecture: Remote Sensing. Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Arbeitsbereich Fernerkundung und Waldinventur. URL: http://www.iww.forst.uni-goettingen.de/doc/ckleinn/lehre/cfischer/06_UeberwachteUndUnueberwachteKlassifizierung.pdf (Stand: 06.09.2014)
- Körner I., Oldenburg S., Adwiraah H. (2011): Anaerobe Nutzbarkeit von Roh- und Reststoffen aus dem Umfeld einer Stadt – Ergebnisse des Modellprojektes BERBION. In: TU-Dresden, 8. Biogastagung - Biogas aus Abfällen und Reststoffen, Dresden art’otel, 28. – 29. September 2011
- Körner I., Saake B., Janzon R., Schütt F., Adwiraah H. (2011a): Pretreatment Methods for urban lignocellulosic green waste fractions for an enhanced energetic use. 3rd International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation, Beijing, China, 17. - 19. Mai 2011
- Körner I., Oldenburg S., Adwiraah H., Lübben S., Saake B. (2010): Household and garden waste in the city of Hamburg – their energetic potential and integration possibilities into a biorefinery approach. 3rd International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation. Beijing, China, 17. – 19. Mai 2011
- Körner I., Oldenburg S. (2010): Die Zivilisationsbioraffinerie - Effiziente stoffliche und energetische Verwertung regionaler Bioressourcen. In: Bilitewski, B., Werner, P., Dornack, C., Stegmann, R., Rettenberger, G., Faulstich, M., Wittmaier, M.(Hrsg.): Anaerobe biologische Abfallbehandlung - Aktuelle Tendenzen, Co-Vergärung und Wirtschaftlichkeit, 7. Fachtagung, , Witzenhausen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, TU Dresden, 07.-08 Juni 2010, S. 135-155, ISBN 3-928673-54-8
- Kranert M., Hafner G., Barabosz J., Schneider F., Lebersorger S., Scherhauser S., Schuller H., Leverenz D. (2012): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland – Langfassung. Studie im Auftrag von BMELV / BLE)

- Kranert M., Hafner G., Barabosz J., Schneider F., Lebersorger S., Scherhauser S., Schuller H., Leverenz D. (2012a): Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland – Kurzfassung. Studie im Auftrag von BMELV / BLE)
- Kranert M., Cord-Landwehr K. (2010) : Einführung in die Abfallwirtschaft. Wiesbaden: Vieweg + Teubner, ISBN 978-3-8351-0060-2
- Kranert M., Gottschall R. et al. (2008): Grünabfälle - besser kompostieren oder energetisch verwerten? EdDE-Dokumentation Nr. 11, Köln
- Krauter C., Schulz H. (1992): Biomasseanfall verschiedener Pflanzenbestände auf Landschaftsrasen. Rasen Turf Gazon 23 (1, 2, 3), S. 17 – 28, 40 – 45, 81 – 88
- Krogmann U. (1994): Kompostierung. Stegmann R. (Hrsg.): Hamburger Berichte 7, Technische Universität Hamburg-Harburg, Bonn: Economica Verlag
- Krogmann (1989): Menge und Zusammensetzung der erfassten Bioabfälle. In: Berichte der Fachhochschule Münster, Band 9, FH Münster, S. 187 – 194
- LAGA (2001): LAGA PN 98 Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen. Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 32
- Lebersorger S. (2004): Abfallaufkommen aus Mehrfamilienhäusern – Analyse der Einflussfaktoren unter besonderer Berücksichtigung der Lebensumstände und Lebensgewohnheiten privater Haushalte. Dissertation, Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien
- Leible L., Kälber S. (2004): Potenzial der Energiebereitstellung aus biogenen Reststoffen und Abfällen für Deutschland – Ein Überblick. In: NAROSSA 10. Internationaler Kongress für nachwachsende Rohstoffe und Pflanzenbiotechnologie, Magdeburg, 7.-8. Juni 2004
- Leible L., Arlt A., Fürniß B., Kälber S., Kappler G., Lange S. (2003): Energie aus biogenen Rest- und Abfallstoffen. Bereitstellung und energetische Nutzung organischer Rest- und Abfallstoffe sowie Nebenprodukte als Einkommensalternative für die Land- und Forstwirtschaft. Möglichkeiten, Chancen und Ziele. Forschungszentrum Karlsruhe (Hrsg.), ISSN 0947-8620
- Lehmann F. (2013): mündliche Mitteilung vom 24.10.2013, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Institut für Optische Sensorsysteme Sensorkonzepte und Anwendungen
- Lemcke S. (2009): Biogas aus Grünlandbiomasse: Grundlagen zur Abschätzung des Potenzials für Brandenburg. Saarbrücken: VDM-Verlag, ISBN 978-3639008739
- Lemmer A., Oechsner H. (2001): Kofermentation von Gras und Silomais. In Landtechnik, 56 (6), S. 412 – 413
- LfUG Sachsen (1998): Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.)
- Meinel G., Hecht R., Herold H., Schiller G., Spangenberg M., Burgdorf M., Kawka R. (2008): Automatische Ableitung von stadtstrukturellen Grundlagendaten und Integration in einem Geographischen Informationssystem. BMVBS (Hrsg.): Forschungen Heft 134, Bonn, ISBN 978-3-87994-466-8

- Netz B.-U. (2006): Biotopbewertung für die Biotopkartierung Hamburg, Stand April 2006. Freie und Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (Hrsg.), URL: <http://www.hamburg.de/contentblob/1159604/data/download-biotopbewertung-fuer-die-biotopkartierung-hamburg.pdf> (Stand: 27.04.2013)
- Nonn H., Betzdorf H., Lock R., Kühbauch W. (2006): Qualitätseigenschaften verschiedener Gebrauchsrasenmischungen. Teil 1: Versuchsanlage, Aufwuchshöhe und Schnittgutanfall. In: Rasen-Turf-Gazon 37, S. 135 – 141
- Nonn H. (2002): Der Wachstumsfaktor Licht und seine Auswirkungen auf die botanische Zusammensetzung von Rasenflächen. In: Rasen Turf Gazon 33, 2/2002, S. 52 – 54
- Nussbaumer T., Hartmann H., Hofbauer H., Good J. (2009): Direkte thermo-chemische Umwandlung (Verbrennung). In: Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H.(Hrsg.): Energie aus Biomasse. S. 463-598, ISBN 978-3-540-85094-6
- Nukols J. R., Ward M. H., Jarup L. (2004): Using Geographic Information Systems for Exposure Assessment in Environmental Epidemiology Studies. Environmental Health Perspectives, 112(9), S. 1007 – 1015
- Obersteiner G., Schneider F. (2005): NÖ Restmüllanalysen 2005/06 - Endbericht. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft (Hrsg.), im Auftrag des NÖ Abfallwirtschaftsvereins
- Oechsner H. (2006): Biogaspotenziale bei der Vergärung von Nachwachsenden Rohstoffen. ISH Netzwerk: Internationaler Workshop Biogas: Bioenergie aus Biogasanlagen: Status und Perspektiven. Husum, 23. März 2006
- Oechsner H., Lemmer A., Heffrisch D. (2003): Einsatz von Grüngut in landwirtschaftlichen Bio-gasanlagen. Ein Weg zur sinnvollen Verwertung von Rasenaufwuchs. Rasen Turf Gazon, 2 / 2003, 46 – 48
- Oldenburg S., Voss T., Kücük M.A., Adwiraah H., Westphal L., Kuchta K., Kaltschmitt M. (2012): Anerobic digestion of grass biomass. In: IWWG (Hrsg.): Proceedings of the Venice Symposium 2012 (CD), Venice, Italy, 12 -15 November 2012, Paper 273
- Oldenburg S., Westphal L., Körner I. (2011): Energy recovery of grass biomass. In: Wessex Institut of technology (Hrsg.): Energy and Sustainability III, Alicante, Spanien, 11. – 13. April 2011, ISBN 978-1-84564-508-3
- Ottow J. (1997): Umweltbiotechnologie. Springer Verlag, Stuttgart
- Panichelli L., Gnansounou E. (2008): GIS-based approach for defining bioenergy facilities location: A case study in Northern Spain based on marginal delivery costs and resources competition between facilities. Biomass & Bioenergy 2008, 32, S. 289 – 300
- Parhizkar O., Smith R. L. (2008): Application of GIS to estimate the availability of Virginia's biomass residues for bioenergy production. Forest Production, 58 (3), S.71 – 76
- Pretz T., Uepping R., Isaac E. (2005): Brennstoffgewinnung aus Kompostrohstoffen? EdDE-Dokumentation 8, FE-Bericht 76, Köln
- Prinz T. (2007): Digitale Fernerkundungsmethodik in den Geowissenschaften. Universität Münster, Vers. 1.5, 2007, URL: http://ivvgeo.uni-muenster.de/vorlesung/FE_Script/3_7.html (Stand: 31.08.2014)

- Prochnow A., Heiermann M., Drenckhan A., Schell H. (2007): Jahresverlauf der Biomethanisierung von Landschaftspflegeaufwuchs. In: Naturschutz und Landschaftsplanung, Bd. 39, S. 19 – 24
- Prochnow A., Heiermann M., Drenckhan A., Schelle H (2005): Seasonal Pattern of Biome-
thanisation of Grass from Landscape Management. Agricultural Engineering International:
the CIGR Ejournal, Manuscript EE 05 011. Vol. VII
- Projects energy (2009): Studie zum Biomassepotential in der Freien und Hansestadt Ham-
burg. Landwirtschaftskammer Hamburg (Hrsg.)
- Raussen T., Kern M., Koj U., Wagner J., Hofmann H., Turk T., Einzmann U. (2010): Bio-
massenpotenzialstudie Hessen-Stand (2008) und Perspektiven der energetischen Biomassen-
nutzung in Hessen, Bericht. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV)
- Raussen T., Kern M., Koj U., Wagner J., Hofmann H., Turk T., Einzmann U. (2010a): Bio-
massenpotenzialstudie Hessen-Stand (2008) und Perspektiven der energetischen Biomassen-
nutzung in Hessen, Materialband. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt,
Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV)
- Richards J.A. (2013): Remote Sensing Digital Image Analysis. Berlin: Springer
- Riesbeck F. (2014): Persönliches Telefonat am 02.05.2014, HU Berlin, Lebenswissenschaftli-
che Fakultät, Albrecht Daniel Thaer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften
- Röder H., Röder D., Neumann O., Jandewerth M. (2010): Ermittlung des theoretischen Auf-
kommenspotenzials bisher ungenutzter Biomasse in der Altmark (aus vorwiegend hoheitli-
chen, pflichtigen Aufgaben) in Verbindung mit der Entwicklung und Programmierung einer
GIS-basierten Software. Endbericht, Regionale Planungsgemeinschaft Altmark, Auftragsar-
beit
- Röper H. (2012): Pilotstudie zur Anwendbarkeit eines integrierten Konzeptes zur dezentralen
Behandlung von Abwasser und Abfall. Dissertation, Hamburger Berichte, Band 38, Abfall-
ressourcenwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, Stuttgart: Verlag Abfall
aktuell
- Rösch C. (2006): Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und
Grünabfällen. Dissertation, Universität Hohenheim, Forschungszentrum Karlsruhe (Hrsg):
Wissenschaftliche Berichte, FZKA 5857
- Rommeiß N., Thrän D., Schlägl T., Daniel J., Scholwin F. (2006): Energetische Verwertung
von Grünabfällen aus dem Straßenbetriebsdienst. Bundesanstalt für Straßenwesen (Hrsg.),
Verfahrenstechnik Heft V 150, Bergisch Gladbach ISBN 978-3-86509-595-4
- Roth U., Wulf S. (2005): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Kuratorium für
Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.), Münster, ISBN 978-3-
941583-42-9
- Schmidt S. (2007): Ökobilanz Bioabfallentsorgung. Ökologische Bewertung von Entsor-
gungsoptionen für Bioabfälle unter Berücksichtigung räumlicher und ökonomischer Aspekte.
Stuttgart: Ibidem-Verl., ISBN 3-89821-745-0
- Scheffold K. (2007): Biotonne durch Bringsystem ersetzt. In: Müll und Abfall, 7/07, S. 312 –
320
- Scheffold K. (1998): „Bioabfall eine relevante Gebührengroße“. Müll-Handbuch, Band 2,
Kennzahl 1565, Lieferung 3/98, Berlin: Erich Schmidt Verlag

- Scheffold K. (1995): Bioabfall eine relevante Gebührengroße. Müll und Abfall, 4/95, S. 217 – 224
- Scheffold K. (1993): Neue Gebührenmodelle in der kommunalen Abfallentsorgung. Berlin: EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, ISBN 3-924511-76-4
- Schneider F., Lebersorger S. (2012): Einfluss von Verpackungsmaterial bei der Bestimmung des Anteils an vermeidbaren Lebensmittelabfällen im Restmüll von Haushalten. In: Bockreis A., Faulstich M., Flamme S., Kranert M., Nelles M., Rettenberger G., Rotter V. S. (Hrsg.): DGAW 2. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft am 29. und 30. März 2012 in Rostock. Tagungsband. Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft (DGAW). Putbus: Wiss.-Verl, S. 23 – 28
- Schneider F., Lebersorger S. (2009): Untersuchung der Lebensmittel im Restmüll in einer Oberösterreichischen Region. Land OÖ/Abteilung Umweltschutz (Hrsg.), Wien
- Schürmer E., Schemmer G. (1989): Erfassung und Kompostierung pflanzlicher Abfälle. Staatliche Versuchsanstalt für Gartenbau, Weihenstephan
- Schütt B. (2011): Grünabfall- und Schnittholzholzverwertung in Schleswig-Holstein unter Klimaschutzaspekten. BWS Unternehmensberatung Umweltschutz, im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
- Sener B., Suzen L., Doyuran V. (2006): Landfill site selection by using geographic information systems. Environmental Geology, 49, S. 376 – 388
- SHC (2009): Fortschreibung Abfallwirtschaftskonzept Landeshauptstadt Wiesbaden 2009. Sabrowski-Hertrich-Consult GmbH im Auftrag der Entsorgungsbetriebe der Landeshauptstadt Wiesbaden (ELW)
- Skirde W., Hardman E., Kühnen H., Pleus U. (2005): Versuche zur Wuchshemmung von Sportrasen mit dem Wachstumsregulator Primo Maxx®. Auftraggeber: Syngenta Crop Protection AG, Basel
- Smith J.D., Jackson N., Woolhouse A. R. (1989): Fungal diseases of amenity turf grasses. Spon Press, ISBN 0-419-11530-7
- SRH (2011): Eingesammelte Bioabfallmengen der Jahre 2005 – 2010. Interne Statistik der Stadtreinigung Hamburg, unveröffentlicht
- Stampfl P.F., Clifton-Brown J.C., Michael B. J. (2007): European-wide GIS-based modelling system for quantifying the feedstock from Miscanthus and the potential contribution to renewable energy targets. Global Change Biology (2007), 13, S. 2283 – 2295
- Starck H.-G., Maier-Staud B., Meyer B. (2011): Energiepotenzial aus Biomasse und Versorgungsbeitrag für das Jahr 2020. Studie des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Kiel
- Statistik-Nord (2013): Statistisches Jahrbuch Hamburg 2012/2013
- Statistik-Nord (2011): Abfallentsorgung in Hamburg 2010 - Teil 3: Einsammlung von Abfällen, Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein, Statistische Berichte
- Statistik-Nord (2010): Statistisches Jahrbuch Hamburg 2010/2011, Teil 5 Bauen und Wohnen.
- Statistisches Bundesamt (2014): Abfallentsorgung 2012, Fachserie 19 Reihe 1, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (2012): Abfallbilanz 2010, Wiesbaden

Statistisches Bundesamt (2012): Erhebung über die Abfallerzeugung 2010, Ergebnisbericht, Wiesbaden

Steinnocher K., Petrini-Monteferri F., Tötzer T., Weichselbaum J. (2005): Räumliche Disaggregation von sozio-ökonomischen Daten. In: Strobl J., Blaschke T., Griesebner G. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2005, Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg, ISBN 978-3879074228

Tarhan B., Ünlü K. (2005): Performance-based landfill design: development of a design component selection matrix using GIS and system simulation models. *Environmental Geology*, 49(1), S. 133 – 147

Teixeria G., Antunes A.P., De Sousa J.P. (2004): Recyclable Waste Collection planning – A case study. *European Journal of Operation Research*, 158 (3), S.543-554, ISSN 0337-2217.

Töpsch S. (2009): Räumliche Disaggregation von Bevölkerungsdaten. Zentrum für GeoInformatik der Paris Lodron-Universität Salzburg

Thrän D., Fischer E., Fritsche U., Hennenberg K., Oehmichen K., Pfeiffer D., Schmersahl R., Schröder T., Zeller V., Zeymer M. (2010): METHODEN zur stoffstromorientierten Beurteilung für Vorhaben im Rahmen des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“, Version 1.1 (November 2010). Programmbegleitung des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“, DBFZ Deutsches BiomasseForschungsZentrum gGmbH (Hrsg.), Leipzig

Thrän D., Scholwin F., Körner I. (2009): Nebenprodukte, Rückstände und Abfälle. In Kaltschmitt M. (Hrsg.): *Energie aus Biomasse*. Heidelberg, Dordrecht, London, NewYork: Springer, ISBN 978-3-540-85094-6

Vaak F., Gäth S. (2012): Lebensmittel im Hausmüll–Mengen, Indikatoren und ökonomische Relevanz. In: Bockreis A., Faulstich M., Flamme S., Kranert M., Nelles M., Rettenberger G., Rotter V. S.(Hrsg.): *DGAW 2. Wissenschaftskongress. Abfall- und Ressourcenwirtschaft am 29. und 30. März 2012 in Rostock. Tagungsband*. Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft (DGAW), S. 17–22, Putbus: Wiss.-Verl

Vijay R., Gupta A., Kalamdhad A.S., Devotta S. (2005): Estimation and allocation of solid waste to bin through geographical information systems. *Waste Management & Research*, 23, S. 479 – 484

Wagner J., Kügler T., Heidrich K., Baumann J., Günther M., Dornack C., Grundmann V., Zentner A., Lange U., Zehm A., Heinke K., Mitschke M., Zinkler S., Scholz H. (2012): Potenzial biogener Abfälle im Freistaat Sachsen. Potenzialstudie über Aufkommen und Behandlung biogener Abfälle im Freistaat Sachsen. LfULG Schriftenreihe Heft 10/2012

Vogt R., Knappe F., Giegrich J., Detzel A. (2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung, Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Erich Schmidt Verlag, ISBN 978-3-503-07047-3

Wagner J., Kügler T., Heidrich K., Baumann J., Günther M., Dornack C., Grundmann V., Zentner A., Lange U., Zehm A., Heinke K., Mitschke M., Zinkler S., Scholz H. (2012): Potenzial biogener Abfälle im Freistaat Sachsen. Potenzialstudie über Aufkommen und Behandlung biogener Abfälle im Freistaat Sachsen. Anlagenband, LfULG Schriftenreihe Heft 10/2012

Weiland P. (2000): Anaerobic waste digestion in Germany – Status and recent developments. *Biodegradation*, 11, S. 415 – 421

- Wendland C. (2008): Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse. Dissertation, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 66, ISBN 978-3-930400-43-0
- Westphal C. (2008): Dichte und Schrumpfung. Dissertation, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR) (Hrsg.): IÖR Schriften | Band 49 • 2008, Dresden
- Wiegel M., Riesbeck F. (2011): Hochwertige und klimaschonende Verwertung von Mähgut und Laub im Land Berlin. Studie der ICU Ingenieurconsulting Umwelt und Bau, im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Referat Abfallwirtschaft
- Wiemer K., Sprick W. (1996): Die Bedeutung der Eigenkompostierung im Gesamtkonzept der biologischen Abfallbehandlung. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung III. S. 139-159, Witzenhausen: M.I.C. Baeza-Verlag, ISBN 3-928673-18-1
- Witzenhausen-Institut (2010): Organisches Stoffstrommanagement im Landkreis Cochem Zell. Im Auftrag der Kreisverwaltung Cochem-Zell Abfallwirtschaft
- Witzenhausen-Institut (2010a): Restabfallanalysen für die AWSH Abfallwirtschaft Südholstein GmbH, Bericht, im Auftrag der Abfallwirtschaft Südholstein GmbH
- Witzenhausen-Institut, IGW, Fricke & Turk GmbH (2008): Optimierung der biologischen Abfallbehandlung in Hessen. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden
- Witzenhausen-Institut, JOMA (2000): Haus- und Geschäftsmüllanalyse in der Freien und Hansestadt Hamburg, Abschlussbericht, im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg, (unveröffentlicht)
- Wolff F. (2004): Biomasse in Baden- Württemberg: Ein Beitrag zur wirtschaftlichen Nutzung der Ressource Holz als Energieträger. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe: Universitätsverlag, ISBN 3-937300-44-9
- WVGA (2013): Advanced Ortho Series info sheet. World View Global Alliance. URL: http://www.euspaceimaging.com/static/images/files/pdf/AdvancedOrtho-WVGA_web.pdf (Stand: 18.07.2013)
- Würdinger E., Wagner J., Tränkler J., Rommel W. (1997): Studie über die energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen. Studie im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen
- Wulder M. A., White J. C., Fournier R. A., Luther J. E., Magnussen S. (2008): Spatially Explicit Large Area Biomass Estimation: Three Approaches Using Forest Inventory and Remotely Sensed Imagery in a GIS. *Sensors* 2008, 8, S. 529-560
- Yoshioka T., Sakurai R., Aruga K., Sakai H., Kobayashi H., Inoue K. (2011): A GIS-based analysis on the relationship between the annual available amount and the procurement cost of forest biomass in a mountainous region in Japan. *Biomass and Bioenergy*, 35 (11), S. 4530 – 4537
- Xiang Z., Daoliang L. (2007): Forecasting municipal solid waste generation based on grey fuzzy dynamic modeling, In: WSEAS/IASME (Hrsg.): 3rd IASME/WSEAS Int. Conf. on Energy, Environment. Ecosystems and Sustainable Development, Agios Nikolaos, Greece, 24. – 26. Juli 2007
- Ziedorn V., Meininger F., Peters I. (2008): Städtische Siedlungsstrukturen und dezentrale Abwassersysteme - Möglichkeiten zum Einsatz innovativer Abwasserreinigungsanlagen im Bestand. *RaumPlanung* 136, S. 16 – 20

ANHANG

A1 Abfallarten

Tabelle A-1: nach dem Abfallwirtschaftsplan (AWP) Siedlungsabfälle der Hansestadt Hamburg vom 16. Oktober 2007 (FHH 2007)

Abfallart	Abfallfraktionen
Hausmüll	Papier, Pappe und Karton Verpackungen (u.a. Glas, Kunststoffe, Verbunde) Bio- und Grünabfälle Textilien Problemstoffe Problemstoffsammlung der Stadtreinigung Hamburg Batteriesammlung
Sperrmüll	Sperrmüll
Gewerbeabfällen	Getrennt gesammelte Abfallfraktionen (Monochargen) Verpackungsabfälle Kompostierbare Garten- und Parkabfälle Gemischte Gewerbeabfälle
Marktabfälle	Marktabfälle
Straßenreinigungsabfälle	Straßenreinigungsabfälle

A2 Literaturwerte für verwertungsrelevante Eigenschaften

Tabelle A2-1: Schüttdichte

Quelle	Schüttdichte [kg / l]		
	Bioabfall	Lebensmittelabfall	Grünabfall
Gallenkemper 1998	0,3		
Gallenkemper et al. 1990	0,19 – 0,28		
Gellenbeck et al. 1994	0,36 – 0,42		
Krogmann 1989	0,33 – 0,45		
Scheffold 1998	0,25		
Wiegel 1991 zit. nach Schmidt 2007	0,35 – 0,43		
Schneider & Lebersorger 2009		0,28	·
Fricke et al. 2002 zit. nach Doedens 2005			0,15 – 0,5
Kranert et al. 2008			0,3 – 0,53
Ketelsen & Doedens 1992	0,19 – 0,38	0,35 – 0,50	0,17 – 0,30

Tabelle A2-2: Chemische Parameter

Bioressource	Quelle	N ges	P ₂ O ₅ ges	Mg ges	Ca ges	K ges
		[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]
Bioabfall Witzenhausen	1)	1,29	0,64	0,41	3 – 6	1,2
Baum – Strauchschnitt	7)	0,3	0,1	0,1	0,8	0,4
Bioabfall	3)	0,6 – 2,1	0,3 – 1,5	0,2 – 1,7	2,2 – 6,8	0,6 – 2,1
Bioabfall	5)	1,65	0,39	0,75		0,87
Bioabfall	12)	0,6 – 2,7	0,4 – 1,4		0,5 – 5,5	0,5 – 1,6
Bioabfall	7)	0,6 – 2,1	0,3 – 1,5	0,2 – 1,7	2,2 – 6,8	0,6 – 2,1
Garten – u. Grünabfall	12)	0,3 – 2	0,1 – 2,3		0,4 – 12	0,4 – 3,4
Grünabfall	3)	0,3 – 1,9	0,4 – 1,4	0,3 – 1,2	0,7 – 7,4	0,5 – 1,6
Grünabfall	5)	0,3 – 2	0,1 – 2,3	0,2 – 1,5	0,4 – 12	0,4 – 3,4
Grünabfall (Baum – u. Strauch- schnitt)	7)	0,1 – 0,4	0,1	0,1 – 0,15	0,5 – 1	0,3 – 0,5
Grünabfall (Weichorganik)	7)	0,3 – 1,9	0,4 – 1,4	0,3 – 1,2	0,7 – 7,4	0,4 – 1,6
Hausmüll	12)	0,8 – 1,1	0,6 – 0,8		4,4 – 5,6	0,5 – 0,6
Hausmüll	13)	1,0				
Küchenabfall	6)	1,4	0,9			1,9
Küchenabfall	12)	0,6 – 2,2	0,3 – 1,5		0,5 – 4,8	0,4 – 1,8
Laub	12)	0,2 – 0,5				
Gras und Rasen	18)	0,7 – 2,4	0,08 – 0,21			

Tabelle A2-2: Verwertungsrelevante Eigenschaften

Bioressource	Quelle	TS [% FMS]	Aschegehalt [% TS]	Glühverlust [% TS]	Heizwert Hu [kJ/kg FS]	Biogasprod. [l/kg oTS]	C/N- Verhältnis
Bioabfall	1)	30 – 50		45 – 65			20 – 30
Bioabfall	2)				3.500		
Bioabfall	3)	20 – 48		34 – 81			14 – 36
Bioabfall	4)	30 – 40	34 – 38	62 – 66	< 5.000		
Bioabfall	5)	40		50			16
Bioabfall	6)	35		70		520	
Bioabfall	8)				3.700		
Bioabfall	12)			30 – 70			10 – 25
Bioabfall	14)					150 – 600	
Grünabfall	12)			15 – 75			20 – 60
Grünabfall	2)				8.000		
Grünabfall	3)	38 – 65		32 – 70		588	15 – 76
Grünabfall	6)			87 – 93			
Grünabfall	5)	40		30 – 80			
Grünabfall	17)					40 – 250	
Hausmüll	12)			25 – 50			30 – 40
Hausmüll	13)	60	41,0				36
Hausmüll	15)					115 – 250	
Restmüll	8)				7.760		
Küchenabfall	10)		25			660 – 1.000	
Küchenabfall	8)				3.700		
Küchenabfall	12)			20 – 80			12 – 20
Laub	6)	85		82			
Laub	12)			80			20 – 60
Laub	16)	21 – 35	78 – 92			134 – 378	
Gras und Rasen	18)	20 – 87		24 – 96		331 - 600	23 – 75

- 1) Fricke et al. 1989, in: 11)
- 2) Kern et al. 2003, in: 11)
- 3) Fricke et al., 2002, in: 11)
- 4) Pretz 2005, in: 11)
- 5) Vogt et al. 2002
- 6) Jäkel & Mau 2003
- 7) Bischofsberger 2004
- 8) Bifa 1997
- 9) Kern & Raussen 2005
- 10) Baur & Haas, 2001
- 11) Doedens 2005
- 12) v. Hammel 1994
- 13) Krogmann 1994
- 14) FNR 2005
- 15) Weiland 2000
- 16) Adwiraah & Stegmann 2013
- 17) Oldenburg 2012 interne Analysen
- 18) Oldenburg et al. 2011 und Oldenburg et al. 2012

A3 Fragebögen an Privathaushalte

1. Wie wohnen Sie?

- ☐ Ein- oder Zweifamilienhaus
- ☐ Reihenhaushaus
- ☐ Wohnung im Mehrfamilienhaus
- ☐ Wohnung in einer Großwohnanlage

2. Wie viele Personen (Erwachsene und Kinder) gehören zu Ihrem Haushalt?

☐ _____

3. Haben Sie eine Biotonne? Wenn ja, wie groß ist sie und von wem wird sie genutzt?

- ☐ Ja, nur von unserem Haushalt, _____ Liter
- ☐ Ja, von mehreren Haushalten, _____ Liter
- ☐ Nein

4. Wie groß ist Ihre Restmülltonne? Ist sie für einen Haushalt oder für das ganze Haus?

- ☐ Für unseren Haushalt, _____ Liter
- ☐ Für das ganze Haus, _____ Liter

5. Haben Sie einen Garten? Wenn ja, wie groß ist er?

- ☐ Ja, _____ m²
- ☐ Nein

6. Wie viele Personen nutzen diesen Garten?

- ☐ _____ Personen aus dem eigenen Haushalt
- ☐ _____ Personen aus dem Rest des Hauses

7. Haben Sie einen Kamin?

- ☐ Nein
- ☐ Ja

8. Wie ist Ihr Garten aufgebaut?

	hauptsächlich	viel	etwas	wenig	kaum
Rasenfläche					
Büsche					
Bäume					
Blumenbeete					
Gemüsebeete					
Ohne Bewuchs					

9. Woraus besteht Ihr Gartenabfall?

	hauptsächlich	viel	etwas	wenig	kaum
Rasenschnitt					
Äste					
Baumstämme					
Heckenschnitt					
Baumwurzeln					
Blätter, Blumen					

10. Woraus besteht Ihr organischer Küchenabfall?

	hauptsächlich	viel	etwas	wenig	kaum
Nicht benutzte / überlagerte Lebensmittel (in der Verpackung)					
Angebrochene Lebensmittel (in der Verpackung)					
Angebrochene Lebensmittel ohne Verpackung					
Gekochte Essensreste					
Nicht gekochte Obst- und Gemüse- reste					
Kaffeesatz und -filter, Teeblätter und -beutel					
Nichtmineralische Kleintierstreu					

11. Was machen Sie mit ihren Küchenabfällen?

- ☐ Entsorgung in der Biotonne
- ☐ Entsorgung in der Restmülltonne
- ☐ Eigenkompostierung
- ☐ _____

12. Was machen Sie mit ihren Gartenabfällen?

- ☐ Entsorgung in der Biotonne
- ☐ Entsorgung in der Restmülltonne
- ☐ Eigenkompostierung
- ☐ Abgabe am Recyclinghof, _____ mal pro Jahr
- ☐ Verfeuerung im Kamin
- ☐ Osterfeuer
- ☐ _____

13. Führen Sie Eigenkompostierung durch? Wenn ja, warum?

- ☐ Nein
- ☐ Ja, Kompostprodukt
- ☐ Ja, Gebühreneinsparung der Biotonne
- ☐ _____

14. Welche Maßnahmen der Bioabfallwirtschaft wären für Sie wünschenswert?

- ☐ Abholung des Gartenabfalls am Haus
- ☐ Anlieferung von Kompost
- ☐ Kompostierdienst des eigenen Gartenabfalls für den eigenen Garten
- ☐ Häckseldienst für Äste und Zweige mit Verbleib des Häckselmaterials im Garten
- ☐ Saisonale Größenveränderung der Biotonne
- ☐ _____

A 4 Ergebnisse der Abfallsortierungen

Abfallart	Restabfall							
Siedlungsstruktur	Einfamilien- und Doppelhäuser							
Sortierung	Sep 09		Dez 09		Mrz 10		Jun 10	
Einwohner	28	35	32	41	36	28	31	32
Biotonne	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit
Sortierfraktion	kg EW ⁻¹ Woche ⁻¹							
> 40 mm								
Zubereitungsreste	0,09	0,09	0,50	0,37	0,51	0,27	0,39	0,52
Speisereste	0,26	0,22	0,10	0,15	0,07	0,12	0,16	0,40
original verpackte Lebensmittel	0,45	0,17	0,06	0,08	0,07	0,09	0,21	0,17
angebrochene verpackte Lebensmittel	0,08	0,13	0,10	0,22	0,08	0,14	0,06	0,21
unverpackte originale Lebensmittel	0,07	0,17	0,05	0,15	0,10	0,05	0,01	0,00
Gartenorganik krautig	0,47	0,31	0,20	0,43	0,38	0,00	1,10	0,32
Gartenorganik holzig	0,43	0,03	0,06	0,00	0,02	0,37	0,12	0,09
Fallobst	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,09	0,01	0,56	0,05	0,18	0,00	0,04	0,01
Behälterglas	0,39	0,36	0,39	0,39	0,20	0,28	0,29	0,27
Papier/Pappe	0,31	0,41	0,47	0,37	0,34	0,24	0,26	0,29
Kunststoffe	0,24	0,27	0,15	0,16	0,11	0,16	0,14	0,26
sonstige Abfälle	0,64	1,28	1,01	0,76	1,62	0,76	1,44	0,38
gesamt > 40 mm	3,51	3,92	3,65	3,13	3,68	2,49	4,22	2,91
10 - 40 mm								
Organik krautig	0,34	0,56	0,23	0,25	0,20	0,11	0,19	0,17
Organik holzig	0,01	0,00	0,03	0,06	0,03	0,00	0,02	0,01
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Papier/Pappe	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
sonstige Abfälle	0,09	0,14	0,11	0,06	0,04	0,04	0,18	0,10
gesamt 10 - 40 mm	0,46	0,72	0,39	0,39	0,29	0,17	0,39	0,29
< 10 mm								
Siebdurchgang < 10 mm	0,84	0,83	0,60	0,15	0,18	0,02	0,58	0,34
Gesamt	4,80	5,47	4,64	3,67	4,15	2,67	5,20	3,54

Abfallart	Restabfall							
Siedlungsstruktur	Mehrfamilienhäuser							
Sortierung	Sep 09		Dez 09		Mrz 10		Jun 10	
Einwohner	102	125	102	125	102	125	102	125
Biotonne	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit
Sortierfraktion	kg EW ⁻¹ Woche ⁻¹							
> 40 mm								
Zubereitungsreste	0,45	0,63	0,23	0,38	0,87	0,31	0,21	0,19
Speisereste	0,24	0,13	0,28	0,17	0,00	0,25	0,08	0,23
originale verpackte Lebensmittel	0,00	0,06	0,16	0,17	0,24	0,08	0,05	0,00
angebrochene verpackte Lebensmittel	0,31	0,35	0,26	0,16	0,15	0,03	0,00	0,14
unverpackte originale Lebensmittel	0,21	0,15	0,19	0,18	0,03	0,04	0,00	0,00
Gartenorganik krautig	0,11	0,12	0,10	0,02	0,01	0,07	0,01	0,09
Gartenorganik holzig	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Fallobst	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,03	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00
Behälterglas	0,00	0,00	0,67	0,47	0,20	0,79	0,08	0,13
Papier/Pappe	1,24	1,67	1,05	0,81	0,54	0,53	0,17	0,45
Kunststoffe	0,64	0,65	0,41	0,51	0,30	0,31	0,07	0,32
sonstige Abfälle	1,61	1,06	1,08	1,00	0,50	1,60	0,22	0,55
Topfpflanzen mit Wurzeln	0,00	0,00	0,01	0,00	0,05	0,04	0,00	0,00
gesamt > 40 mm	4,81	4,82	4,50	4,09	2,83	4,04	0,88	2,11
10 - 40 mm								
Organik krautig	0,89	0,30	0,71	0,58	0,94	0,41	0,21	0,28
Organik holzig	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Papier/Pappe	0,06	0,06	0,04	0,06	0,06	0,02	0,01	0,03
sonstige Abfälle	0,12	0,06	0,13	0,11	0,10	0,07	0,01	0,04
gesamt 10 - 40 mm	1,06	0,42	0,88	0,80	1,10	0,49	0,24	0,35
< 10 mm								
Siebdurchgang < 10 mm	0,15	0,05	0,06	0,10	0,03	0,08	0,02	0,05
davon organisch (nach GV)	0,24	0,24	0,19	0,19	0,27	0,27	0,04	0,04
Gesamt	4,80	6,02	5,30	5,44	4,99	3,96	4,61	1,15

Abfallart	Restabfall			
Siedlungsstruktur	Reihenhäuser			
Sortierung	Sep 09	Dez 09	Mrz 10	Jun 10
Einwohner	100			
Biotonne	mit	mit	mit	mit
Sortierfraktion	kg EW ⁻¹ Woche ⁻¹			
> 40 mm				
Zubereitungsreste	0,16	0,41	0,49	0,20
Speisereste	0,07	0,17	0,31	0,12
originale verpackte Lebensmittel	0,03	0,01	0,15	0,09
angebrochene verpackte Lebensmittel	0,26	0,25	0,20	0,14
unverpackte originale Lebensmittel	0,25	0,06	0,08	0,01
Gartenorganik krautig	0,07	0,05	0,02	0,04
Gartenorganik holzig	0,00	0,00	0,00	0,00
Fallobst	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,02	0,03	0,01	0,00
Behälterglas	0,00	0,29	0,55	0,21
Papier/Pappe	1,04	0,88	0,91	0,37
Kunststoffe	0,44	0,49	0,38	0,15
sonstige Abfälle	1,29	0,71	0,78	0,32
Topfpflanzen mit Wurzeln	0,00	0,02	0,02	0,14
gesamt > 40 mm	3,63	3,36	3,88	1,64
10 - 40 mm				
Organik krautig	0,34	0,56	0,46	0,31
Organik holzig	0,00	0,02	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,00
Papier/Pappe	0,02	0,03	0,03	0,03
sonstige Abfälle	0,07	0,05	0,12	0,04
gesamt 10 - 40 mm	0,43	0,66	0,62	0,38
< 10 mm				
Siebdurchgang < 10 mm	0,56	0,29	0,15	0,23
davon organisch (nach GV)	0,21	0,16	0,10	0,12
Gesamt	4,62	4,31	4,66	2,25

Abfallart	Bioabfall			
Siedlungsstruktur	Einfamilien- und Doppelhäuser			
Sortierung	Sep 09	Dez 09	Mrz 10	Jun 10
Einwohner	57	63	57	63
Sortierfraktion				
> 40 mm	kg EW ⁻¹ Woche ⁻¹			
Zubereitungsreste	0,01	0,11	0,16	0,03
Speisereste	0,01	0,06	0,10	0,13
originale verpackte Lebensmittel	0,00	0,02	0,00	0,00
angebrochene verpackte Lebensmittel	0,00	0,00	0,00	0,00
unverpackte originale Lebensmittel	0,05	0,09	0,01	0,02
Pflanzenreste ohne Wurzeln	0,67	0,01	0,10	0,23
Pflanzenreste mit Wurzeln	0,36	0,07	0,05	0,14
Nadel- Strauchschnitt	0,26	0,06	0,13	0,30
Laub- Strauchschnitt	0,21	0,42	0,10	0,61
Laub	0,02	0,67	0,08	0,13
Rasenschnitt	0,18	0,03	0,02	1,63
Äste, Zweige, Stammholz	0,16	0,13	0,16	0,08
Fallobst	0,57	0,05	0,00	0,00
Altholz	0,01	0,03	0,01	0,01
Papier/Pappe	0,02	0,03	0,05	0,02
Kunststoffe	0,00	0,00	0,01	0,00
sonstige Abfälle	0,08	0,01	0,07	0,00
gesamt > 40 mm	2,61	1,79	1,08	3,32
10 - 40 mm				
Organik krautig	0,14	0,09	0,10	0,17
Organik holzig	0,05	0,04	0,03	0,02
Laub	0,09	0,10	0,06	0,00
Rasenschnitt	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,00
Papier/Pappe	0,00	0,00	0,01	0,00
sonstige Abfälle	0,21	0,01	0,03	0,03
gesamt 10 - 40 mm	0,49	0,26	0,22	0,22
< 10 mm				
Siebdurchgang < 10 mm	0,94	0,17	0,35	0,29
davon organisch (nach GV)	0,17	0,09	0,21	0,16
Gesamt	4,04	2,22	1,65	3,83

Abfallart	Bioabfall			
Siedlungsstruktur	Mehrfamilienhäuser			
Sortierung	Sep 09	Dez 09	Mrz 10	Jun 10
Einwohner	125			
Sortierfraktion				
> 40 mm	kg EW ⁻¹ Wo. ⁻¹			
Zubereitungsreste	0,00	0,02	0,06	0,00
Speisereste	0,00	0,00	0,01	0,00
originale verpackte Lebensmittel	0,00	0,00	0,00	0,00
angebrochene verpackte Lebensmittel	0,00	0,00	0,00	0,00
unverpackte originale Lebensmittel	0,00	0,00	0,00	0,00
Pflanzenreste ohne Wurzeln	0,01	0,01	0,01	0,00
Pflanzenreste mit Wurzeln	0,09	0,00	0,02	0,02
Nadel- Strauchschnitt	0,00	0,00	0,00	0,05
Laub- Strauchschnitt	0,06	0,03	0,00	0,06
Laub	0,00	0,29	0,00	0,02
Rasenschnitt	0,00	0,00	0,00	0,16
Äste, Zweige, Stammholz	0,02	0,00	0,00	0,14
Fallobst	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,03
Papier/Pappe	0,00	0,00	0,00	0,00
Kunststoffe	0,00	0,00	0,00	0,00
sonstige Abfälle	0,00	0,00	0,00	0,01
gesamt > 40 mm	0,18	0,34	0,10	0,48
10 - 40 mm				
Organik krautig	0,01	0,01	0,08	0,07
Organik holzig	0,00	0,00	0,00	0,02
Laub	0,02	0,06	0,01	0,00
Rasenschnitt	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,00
Papier/Pappe	0,00	0,00	0,00	0,00
sonstige Abfälle	0,00	0,00	0,00	0,01
gesamt 10 - 40 mm	0,03	0,07	0,09	0,10
< 10 mm				
Siebdurchgang < 10 mm	0,01	0,07	0,17	0,12
davon organisch (nach GV)	0,01	0,01	0,01	0,06
Gesamt	0,23	0,48	0,37	0,70

Abfallart	Bioabfall			
Siedlungsstruktur	Reihenhäuser			
Sortierung	Sep 09	Dez 09	Mrz 10	Jun 10
Einwohner	100			
Sortierfraktion				
> 40 mm	kg EW ⁻¹ Wo. ⁻¹			
Zubereitungsreste	0,01	0,01	0,08	0,00
Speisereste	0,00	0,00	0,01	0,00
originale verpackte Lebensmittel	0,00	0,00	0,00	0,00
angebrochene verpackte Lebensmittel	0,00	0,00	0,00	0,00
unverpackte originale Lebensmittel	0,00	0,00	0,01	0,00
Pflanzenreste ohne Wurzeln	0,02	0,01	0,03	0,03
Pflanzenreste mit Wurzeln	0,07	0,04	0,09	0,14
Nadel- Strauchschnitt	0,05	0,00	0,02	0,01
Laub- Strauchschnitt	0,23	0,00	0,05	0,05
Laub	0,03	0,30	0,01	0,06
Rasenschnitt	0,22	0,03	0,00	0,40
Äste, Zweige, Stammholz	0,08	0,02	0,02	0,16
Fallobst	0,11	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,00
Papier/Pappe	0,00	0,00	0,01	0,00
Kunststoffe	0,00	0,00	0,00	0,00
sonstige Abfälle	0,00	0,00	0,03	0,01
gesamt > 40 mm	0,83	0,41	0,36	0,86
10 - 40 mm				
Organik krautig	0,01	0,02	0,07	0,18
Organik holzig	0,07	0,07	0,02	0,02
Laub	0,09	0,09	0,07	0,00
Rasenschnitt	0,00	0,00	0,00	0,00
Altholz	0,00	0,00	0,00	0,00
Papier/Pappe	0,00	0,00	0,00	0,00
sonstige Abfälle	0,02	0,03	0,02	0,07
gesamt 10 - 40 mm	0,20	0,22	0,19	0,28
< 10 mm				
Siebdurchgang < 10 mm	0,19	0,05	0,39	0,61
davon organisch (nach GV)	0,18	0,04	0,15	0,43
Gesamt	1,22	0,67	0,94	1,75

A 5 Vergleich der Lebensmittelabfallanteile in der Grob- und Mittelfraktion

Behälter	Lebensmittelabfallanteile im Restabfall in der	
	Grobfraktion > 40 mm [%]	Mittelfraktion 10 – 40 mm [%]
1	13,4	0,0
2	50,8	28,3
3	62,0	97,7
4	68,6	55,6
5	81,5	85,4
6	94,8	94,0
7	95,1	80,5
8	98,0	100,0
9	100,0	96,6
10	100,0	100,0
11	100,0	75,7
12	0,0	0,0
13	17,2	21,8
14	17,2	0,0
15	95,0	96,7
16	99,3	95,7
17	100,0	77,2
18	100,0	98,6
19	100,0	100,0
20	100,0	100,0
21	100,0	99,9
22	100,0	100,0
23	100,0	99,8

Behälter	Lebensmittelabfallanteile im Bioabfall in der	
	Grobfraktion > 40 mm [%]	Mittelfraktion 10 – 40 mm [%]
1	0,0	0,0
2	0,0	9,2
3	0,0	20,8
4	0,0	22,3
5	0,0	0,0
6	0,0	0,0
7	4,7	86,5
8	6,2	45,4
9	19,2	0,0
10	19,9	0,0
11	20,1	0,0
12	21,2	0,0
13	33,6	21,1
14	40,3	24,4
15	48,2	99,0
16	52,6	0,6
17	85,1	68,4

A 6 Rasenwachstum aus Literaturangaben und eigenen Verwiegungen

Monat	Eigene Verwiegung	Nonn et al. (2006) [%]	Hope & Schulz (1983)
März	0,0	0,0	30,2
April	21,7	34,7	85,27
Mai	28,0	80,0	99,9
Juni	100,0	100,0	93,2
Juli	86,0	92,5	79,1
August	54,5	31,5	80,16
September	66,8	26,7	76,3
Oktober	50,2	8,5	60,4
November	0,0	0,0	27,9

A7 Berechnung des Rasenertrags anhand der Sortierergergebnisse

Monate mit Rasenerträgen				Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	
Prozentuale Wachstumsanteile				33%	71%	100%	91%	35%	33%	15%	
Garten Nr	Menge Juni g/m ²	angen. Wochen	Faktor	Monatsmengen							Jahr
				g/m ²							g/m ²
1	63,7	1	4	83	182	255	233	90	85	39	966
		2	2	41	91	127	116	45	42	20	483
2	48,2	1	4	63	138	193	176	68	64	30	732
		2	2	31	69	96	88	34	32	15	366
3	208,9	1	4	272	596	836	764	295	279	129	3.170
		2	2	136	298	418	382	148	139	65	1.585
4	142,9	1	4	186	408	572	523	202	191	88	2.169
		2	2	93	204	286	261	101	95	44	1.085
5	0,0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
		2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0,0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
		2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
7	5,4	1	4	7	15	22	20	8	7	3	82
		2	2	4	8	11	10	4	4	2	41
8	0,1	1	4	0	0	0	0	0	0	0	1
		2	2	0	0	0	0	0	0	0	1
9	0,0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
		2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
10	109,9	1	4	143	314	439	402	155	147	68	1.668
		2	2	71	157	220	201	78	73	34	834
11	81,9	1	4	107	234	327	299	116	109	51	1.243
		2	2	53	117	164	150	58	55	25	621
12	19,1	1	4	25	55	77	70	27	26	12	291
		2	2	12	27	38	35	14	13	6	145
13	11,9	1	4	16	34	48	44	17	16	7	181
		2	2	8	17	24	22	8	8	4	91
14	0,0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	1
		2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
15	106,3	1	4	138	303	425	389	150	142	66	1.614
		2	2	69	152	213	194	75	71	33	807
16	30,6	1	4	40	87	123	112	43	41	19	465
		2	2	20	44	61	56	22	20	9	232
17	208,6	1	4	271	595	835	763	295	278	129	3.167
		2	2	136	298	417	381	148	139	64	1.583
18	16,2	1	4	21	46	65	59	23	22	10	245
		2	2	11	23	32	30	11	11	5	123
19	41,2	1	4	54	118	165	151	58	55	25	626
		2	2	27	59	82	75	29	28	13	313
20	0,0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
		2	2	0	0	0	0	0	0	0	0

A 8 Zusammensetzung der untersuchten Gartenflächen

Fläche Nr.	Rasen	Büsche/Bäume	Hecke	Beet	ohne Bewuchs	Gesamt
m ²						
1	228	0	56	0	186	471
2	222	117	17	16	125	497
3	347	51	91	2	105	596
4	105	83	51	79	138	456
5	156	222	6	0	393	777
6	231	200	145	29	79	684
7	135	330	0	0	285	751
8	203	197	31	0	254	686
9	454	209	424	26	225	1340
10	144	199	8	14	131	496
11	158	309	10	0	280	757
12	279	617	21	0	335	1252
13	201	343	0	0	189	733
14	172	31	17	48	130	397
15	226	0	27	6	134	393
16	148	154	101	60	298	761
17	48	184	23	0	194	450
18	1027	283	123	30	572	2036
19	277	67	16	0	277	637
20	151	76	19	8	497	752
21	197	70	89	20	363	769
22	130	81	31	0	173	417
23	233	206	142	4	419	1080
24	241	178	71	72	140	742
25	174	180	29	0	37	447
26	402	770	18	2	85	1313
27	361	512	47	85	297	1357
28	27	280	8	10	29	389
29	174	197	25	64	93	566
30	825	288	40	188	419	1856
31	107	145	51	89	149	568
32	773	310	33	0	82	1268
33	456	376	83	44	238	1244
34	99	290	19	65	266	778
35	90	89	49	164	37	456
36	20	150	120	0	190	504
37	98	110	18	0	130	378
38	437	199	55	0	166	901

Fläche Nr.	Rasen	Büsche/Bäume	Hecke m ²	Beet	ohne Bewuchs	Gesamt
39	256	225	46	0	243	803
40	99	183	18	0	51	369
41	157	79	64	0	79	384
42	82	12	25	137	61	324
43	62	67	23	5	77	237
44	11	198	0	0	40	252
45	43	161	1	26	35	269
46	178	96	43	139	82	547
47	59	66	42	28	47	259
48	24	10	12	9	79	139
49	40	47	21	39	41	195
50	175	16	32	36	84	376
51	51	57	27	77	73	294
52	52	43	10	29	35	180
53	90	14	12	31	25	181
54	103	37	23	34	47	256
55	146	104	16	92	83	463
56	122	9	10	46	27	235
57	57	9	9	26	27	141
58	70	7	18	20	17	143
59	94	40	27	1	47	215
60	109	29	43	8	140	343
61	26	98	61	23	82	301
62	0	0	19	12	83	118
63	39	0	9	13	42	110
64	32	34	7	6	32	113
65	0	15	9	54	29	110
66	0	6	8	25	59	101
67	23	34	6	13	33	113
68	41	11	11	4	39	111
69	44	13	13	4	32	111
70	89	0	69	12	52	237
71	45	13	5	0	40	110
72	36	28	6	0	30	109
73	31	8	8	7	38	104
74	21	1	6	10	65	110
75	24	0	7	16	49	99
76	42	23	0	12	28	113
77	42	34	3	0	25	111
78	29	31	0	4	43	112