

## Fachbereich Wasser, Umwelt, Bau und Sicherheit

### Aufgabenstellung für die Bachelor-Arbeit

Name: **Sandra Ziehe**

Matrikel-Nr.: 20123410

Thema: **„Der Einfluss landwirtschaftlicher Flächennutzung auf die Sekundärproduktion von Köcherfliegen-Larven (Trichoptera) in Bachoberläufen des Harzes“**

Aufgabenstellung: siehe Anlage

Erstprüfer: Herr Prof. Dr.-Ing. Volker Lüderitz

Zweitprüfer: Frau Romy Wild

Bearbeitungszeit: 28.09.2016 – 29.11.2016

---

**Dekan**

---

**Erstprüfer**

Magdeburg, den 08.09.2016

**Inhaltsverzeichnis**

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>Einleitung</b>	<b>7</b>
2.1	landwirtschaftliche Flächennutzung und deren Auswirkungen auf Fließgewässer . . . . .	7
2.2	Fließgewässerbewertung durch Bioindikation auf Basis der WRRL . . . . .	8
2.3	Sekundärproduktion . . . . .	10
2.4	Trichoptera . . . . .	12
<b>3</b>	<b>Material und Methoden</b>	<b>14</b>
3.1	Untersuchungsgebiet . . . . .	14
3.2	Probennahme und -aufarbeitung . . . . .	19
3.2.1	Makrozoobenthos . . . . .	19
3.2.2	Abiotische Faktoren und Substrat . . . . .	19
3.2.3	Vermessung . . . . .	21
3.3	Biomassebestimmung . . . . .	22
3.4	Berechnung der Sekundärproduktion . . . . .	22
3.4.1	Jährliche Produktion . . . . .	23
3.5	Datenaufbereitung und statistische Analyse . . . . .	24
3.5.1	univariate Statistik . . . . .	24
3.5.2	multivariate Statistik . . . . .	25
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>28</b>
4.1	Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften . . . . .	29
4.2	Diversitätsvergleich anhand der Dichte, Biomasse und Artenzahl . . . . .	32
4.2.1	Individuendichte . . . . .	32
4.2.2	Artenzahl . . . . .	34
4.2.3	Biomasse . . . . .	36
4.3	Sekundärproduktion . . . . .	38
4.4	abiotische Umweltparameter . . . . .	40
4.4.1	Nährstoffe und Multiparameter . . . . .	40
4.4.2	Sedimentverteilung . . . . .	40

4.5 Einfluss der Umweltparameter auf die Artenzusammensetzung . . . . .	42
<b>5 Diskussion</b>	<b>45</b>
5.1 Methodendiskussion . . . . .	45
5.2 Ergebnisdiskussion . . . . .	46
5.2.1 Einfluss der Landwirtschaft auf die Artenzusammensetzung . . . . .	46
5.2.2 Landwirtschaft als Einflussfaktor für die veränderte Wasserchemie .	47
5.2.3 Zusammenhänge zwischen Diversität und Produktion . . . . .	48
<b>6 software</b>	<b>53</b>
<b>7 Internetseiten</b>	<b>53</b>
<b>8 Danksagung</b>	<b>54</b>
<b>9 Eidesstattliche Erklärung</b>	<b>55</b>
<b>Eidesstattliche Erklärung</b>	<b>55</b>

**Abbildungsverzeichnis**

1	Darstellung von Teilabschnitten der vier Untersuchungsbäche. Oben natürlich, unten landwirtschaftlich geprägt (Projekt HECTARE, by Romy Wild) . . . . .	16
2	Landnutzung des Einzugsgebiets des Ochsenbachs (Projekt HECTARE, by Romy Wild) . . . . .	17
3	Landnutzung des Einzugsgebiets des Wormsgraben (Projekt HECTARE, by Romy Wild) . . . . .	17
4	Landnutzung des Einzugsgebiets des Sauerbachs (Projekt HECTARE, by Romy Wild) . . . . .	18
5	Landnutzung des Einzugsgebiets der Getel (Projekt HECTARE, by Romy Wild) .	18
6	Beispiel: vermessener Scan in ImageJ (a) und Beispiel: Vermessung am Nikon 1500 mit NIS Elements (b) . . . . .	21
7	Nicht metrische multidimensionale Skalierung der landwirtschaftlichen Bäche	29
8	Nicht metrische multidimensionale Skalierung der natürlichen Bäche . . . . .	29
9	Boxplots der mittleren jährlichen Individuendichte pro Bach, basierend auf dem Mittelwert jeder Kampagne . . . . .	33
10	mittlere (monatliche) Individuendichte pro Kampagne . . . . .	33
11	Boxplots gemittelte Artenzahl aller gefundener Art (auch derer, die nicht in die Produktion miteinbezogen wurden) . . . . .	35
12	Artenzahl pro Kampagne . . . . .	36
13	Boxplots der mittleren jährlichen Biomasse pro Bach, basierend auf dem Mittelwert jeder Kampagne . . . . .	37
14	mittlere Biomasse pro Kampagne . . . . .	37
15	Barplots und Konfidenzintervalle der mittleren jährlichen Sekundärproduktion pro Bach . . . . .	38
16	Korrelation zwischen Artenzahl und Sekundärproduktion . . . . .	39
17	DistLM der abiotischen Faktoren und Sedimente . . . . .	43

---

**Tabellenverzeichnis**

1	Koordinaten und Höhenlage der beprobten Gewässerabschnitte . . . . .	15
2	mineralische Substrate nach AQEM Consortium, 2002 . . . . .	20
3	organische Substrate nach AQEM Consortium, 2002 . . . . .	20
4	Übersicht über die in die Produktion eingegangenen Arten . . . . .	28
5	Ähnlichkeitsanalyse mittels ANOSIM . . . . .	31
6	paarweiser Vergleich der Bäche hinsichtlich Individuendichte mit RM ANOVA . . . . .	32
7	paarweiser Vergleich der Bäche hinsichtlich Artenzahl mit RM ANOVA . . . . .	34
8	Signifikanztest für die Biomasse mit RM ANOVA . . . . .	36
9	Darstellung der mittleren jährlichen Individuendichte, Biomasse und Sekundär- produktion. Die Berechnung der Biomasse bezieht sich auf die mittlere Dichte und das mittlere Individualgewicht je Größenklasse. Die mittlere jährliche Bio- masse, Dichte und Produktion pro Bach ist die Summe der mittleren Biomasse, Dichte und Produktion je Art und Bach. . . . .	39
10	gemittelte abiotische Faktoren . . . . .	40
11	gemittelte Sedimentverteilung der vier Bäche . . . . .	41
12	Übersicht der in DiSTLM verwendeten abiotischen Umweltfaktoren . . . . .	43
13	Bestes Ergebnis für jede Variable . . . . .	44

**Abkürzungsverzeichnis**

AFDM	ash-free dry mass
ANOSIM	Analysis of Similarities
Chla	Chlorophyll a
CPOM	coarse particulated organic material
dbRDA	distance based redundancy analysis
DistLM	distance based linear models
DNb	dissolved nitrogen bound
DOC	dissolved organic carbon
GE	Getel
FPOM	fine particulated organic material
HECTARE	Homogenisation of Ecosystem functioning between Temperate and Neotropical streams due to Agricultural Land use
Landw.	landwirtschaftlich
LF	Leitfähigkeit
MZB	Makrozoobenthos
Na	natürlich
NMDS	Non-metric Multi-Dimensional Scaling
OB	Ochsenbach
POC	particulate organic carbon
PRIMER	Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research
RM ANOVA	repeated measure analysis of variance
SB	Sauerbach
SD	Standardabweichung
SRP	soluble reactive phosphorus
TP	total phosphorus
UFZ	Umweltforschungszentrum
WG	Wormsgraben

## 1 Zusammenfassung

Die im letzten Jahrhundert stark gestiegene intensive Landwirtschaft beeinflusst Ökosysteme auf vielfältige Art und Weise. Insbesondere Fließgewässer sind durch Begradigung, Stoffeintrag und andere anthropogene Einflüsse oft massiv gestört. Die natürlich vorkommende Biozönose tritt meist stark verändert in Erscheinung. Die Bioindikation bietet eine Möglichkeit, um diese Änderungen in der Diversität festzustellen. Dabei geben für das Gewässer typische Indikatororganismen Aufschluss über den aktuellen Zustand des Gewässers und eine mögliche Abweichung vom „guten ökologischen Zustand“. Eine Betrachtung der reinen Diversität ist jedoch oft nicht ausreichend, da diese nur den aktuellen Zustand betrachtet, nicht aber die funktionelle Antwort eines Ökosystems auf Veränderungen. An diesem Punkt greift der Ansatz der Sekundärproduktion, die vor allem Änderungen in der Ökosystemfunktion betrachtet. Die Sekundärproduktion stellt ein Maß für die Fitness der Populationen dar, da sie sowohl das individuelle Wachstum als auch die Mortalität integriert (Dolbeth u. a., 2012)

Studien zur Produktion sind ein leistungsfähiges Werkzeug in der aquatischen Ökologie und für die Berechnung von Nahrungsnetzen unerlässlich.

In der nachfolgenden Bachelorarbeit wurde die Sekundärproduktion der Trichoptera untersucht und daraus ein Vergleich zwischen natürlichen und landwirtschaftlich geprägten Fließgewässern gezogen. Aufbauend auf einer Makrozoobenthosbeprobung aus dem Jahre 2013 wurde eine Vermessung der Trichoptera-Kopfkapseln durchgeführt. Dies geschah vor dem Hintergrund der Biomasse und Produktionsbestimmung. Gleichzeitig wurde die Diversität eingeschätzt, um diese mit der Produktion zu vergleichen.

Die Ergebnisse zeigen in der Summe eine höhere Produktion in natürlichen Bächen. Bei einer Einzelbetrachtung der Bäche konnte diese Aussage jedoch nicht bestätigt werden. Die landwirtschaftlichen Bäche weisen zwar insgesamt eine geringere Produktion auf, jedoch basiert diese auf einer sehr geringen Artenzahl von maximal zwei Arten. Das Verhältnis von Produktion zu Artenzahl ist daher wesentlich größer.

## 2 Einleitung

### 2.1 landwirtschaftliche Flächennutzung und deren Auswirkungen auf Fließgewässer

Mit Beginn der Industrialisierung und dem starken Anstieg der Weltbevölkerung ist besonders seit dem letzten Jahrhundert ein erhöhter Anstieg der intensiven Landwirtschaft zu verzeichnen. Die „moderne“ Landwirtschaft, welche den Einsatz von Pestiziden und künstlichen Düngern fordert, hat die Auswirkungen der Landwirtschaft auf viele Fließgewässer intensiviert und somit unweigerlich zu einer Veränderung der Fließgewässer geführt (Dance u. Hynes, 1980). Die steigende Nachfrage an Lebens- und Futtermitteln, sowie Energie aus nachwachsenden Rohstoffen, führte zu einer Reduzierung der naturbelassenen Flächen und damit zu einem Anstieg der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Seit den Sechziger Jahren hat sich die landwirtschaftlich genutzte Fläche verfünffacht. So wurde im Jahr 2014 mehr als die Hälfte der Fläche Deutschlands (51,7%) landwirtschaftlich genutzt (Statistisches Bundesamt 2015 <sup>1</sup>).

Die Auswirkungen intensiver landwirtschaftlicher Nutzung auf Fließgewässer sind vielfältig, und ein komplexes Zusammenspiel von mehreren physikalischen, chemischen und Lebensraumfaktoren (Gücker u. a., 2009). Erhöhte Wassertemperatur, Licht- und Nährstoffverfügbarkeit in landwirtschaftlichen Bächen steigern die Bestände (Dance u. Hynes, 1980) und verändern die Gemeinschaftsstruktur von benthischen Algen und Gefäßpflanzen mit nachfolgenden Zunahmen der Wirbellosenpopulationen (DeLong u. Brusven, 1998).

Durch den großflächigen Einsatz von Düngemitteln gelangen überschüssige Nährstoffe, besonders Stickstoff- und Phosphorverbindungen in die Umwelt. Dies geschieht meist durch Auswaschungen nach Niederschlagsereignissen. Ackerboden verfügt, aufgrund von Monokulturen, meist nicht mehr über eine natürliche Bodenstruktur. Anfallendes Niederschlagswasser fließt direkt über anliegende Kanäle ab und trägt die Nährstoffe direkt in die Gewässer ein. Die Folge sind Eutrophierung und eine dadurch bedingte Veränderung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Fehlende Gewässerrandstreifen begünstigen den Stoffeintrag.

---

<sup>1</sup><http://www.umweltbundesamt.de/daten/flaechennutzung/folgen-der-flaechennutzung>

## 2.2 Fließgewässerbewertung durch Bioindikation auf Basis der WRRL

Seit dem Inkrafttreten der Richtlinie 2000/60/EG (europäische Wasserrahmenrichtlinie – kurz EG-WRRL) obliegt es den EU-Mitgliedstaaten eine Verschlechterung der Gewässer zu verhindern und eine Verbesserung des ihres Zustandes anzustreben, wobei der Schwerpunkt auf der Gewässergüte liegt. Das bis 2015 angestrebte Ziel war es, sämtliche Gewässer in einen „guten ökologischen Zustand“ zu versetzen. Der „gute ökologische Zustand“ beschreibt den Zustand eines Gewässers, der nur geringe anthropogene Abweichungen vom gänzlich unbeeinflussten Zustand aufweist <sup>2</sup>.

Die Ziele konnten bisher nur teilweise umgesetzt werden, sodass die meisten Bundesländer eine Fristverlängerung bis 2021 beantragt haben (Umweltbundesamt) <sup>3</sup>.

Für die Umsetzung der WRRL, bedarf es zunächst einer Zustandeinschätzung bezüglich der Gewässergüte. Die Qualität eines Wasserkörpers ist abhängig von einer Vielzahl von chemischen, physikalischen und biologischen Parametern, welche nach neuen Vorgaben der WRRL bei der Bewertung berücksichtigt werden müssen. Die drei Hauptfaktoren sind dabei der chemische, strukturelle und biologische Zustand der Gewässer. Die Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer erfolgt anhand von Indikatoren, z.B. durch Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Zusätzlich werden hydromorphologische und chemisch-physikalische Eigenschaften zur Unterstützung herangezogen. Die Bewertung basiert auf einem Vergleich zwischen dem Ist-Zustand des Gewässers und dem Referenzzustand, der dem annähernd natürlichen Zustand des Gewässertyps entspricht <sup>4 5</sup>. Vor dem Hintergrund der Richtlinie wurden zahlreiche Neuerungen bei der Bewertung von Fließgewässern veranlasst und die Einteilung der Güteklassen an die WRRL angepasst.

Einen wichtigen Teil bei der Beurteilung der Gewässergüte nimmt dabei die Bioindikation ein. Anhand von Organismengruppen werden die Gewässer in fünf verschiedene Güteklassen eingeteilt. Grundlage für die Einschätzung sind Indikatororganismen, welche durch ihre Habitatpräferenz und geringe Toleranz gegenüber Abweichungen, aussagekräftig für die jeweilige Güteklasse sind. Die Bewertung der Gewässergüte erfolgt anhand bestimmter Makrozoobenthosgruppen, welche enge ökologische Toleranzbereiche aufweisen. Grundlage

---

<sup>2</sup>Richtlinie 2000/60EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

<sup>3</sup>[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wasserrahmenrichtlinie\\_2012.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wasserrahmenrichtlinie_2012.pdf)

<sup>4</sup><http://www.fliessgewaesserbewertung.de/gewaesserbewertung/anlass/>

<sup>5</sup><http://www.umweltbundesamt.at/wrrl/>

der Beurteilung ist das Saprobiensystem (nach Kolkwitz und Marrson, 1902), welche eine biologische Gewässerklassifikation darstellt. Saprobien sind Organismen, die besonders in stark organisch belasteten Gewässern zu finden sind (Engelhardt u. a., 2015). Werden diese Indikatororganismen in Fließgewässern nachgewiesen, so ist von einer Verunreinigung auszugehen.

Die Bewertung der Gewässer aufgrund von Bioindikatoren ist zweckmäßig für die Beurteilung des aktuellen Gewässerzustandes. Für die gesamtheitliche Betrachtung eines Ökosystems ist es jedoch oft nötig, darüber hinausgehende Studien über die Ökosystemfunktion durchzuführen. Diesen Zweck erfüllt die Bestimmung der Sekundärproduktion, welche eine Einschätzung über die Integrität des Ökosystems erlaubt.

### 2.3 Sekundärproduktion

Ein wichtiger Gegenstand der Populationsökologie sind die Leistungen eines Ökosystems. Darunter fallen das Wachstum der Population und die Produktion. Grundsätzlich wird in Primär- und Sekundärproduktion unterschieden. Die Primärproduktion ist die Bildung organischer Substanz (Biomasse) durch autotrophe Organismen mithilfe von Sonnenenergie (Photosynthese). (Kalbe, 1997, S.164)

Unter Sekundärproduktion versteht man die Bildung von heterotropher Biomasse über die Zeit (e.g. Benke 1993). Dabei ist die jährliche Sekundärproduktion z.B. die Summe der Gesamtproduktion von Biomasse, die durch eine Population innerhalb eines Jahres gebildet wird. In diese Rechnung fallen sowohl die verbleibende Biomasse am Ende eines Jahres als auch die Verluste einer Population z.B. durch Mortalität oder Emigration. (Benke & Huryn, 2006).

Die Einschätzung der Sekundärproduktion ist ein wichtiges Maß für die Ökosystemfunktion. Ein Ökosystem ist geprägt durch eine Vielzahl von Stoff- und Energieflüssen. Diese zu Quantifizieren ist bei der Erstellung von Nahrungsnetzen von enormer Bedeutung.

Die Produktion und die damit zusammenhängende Energie werden folgendermaßen zusammen gefasst:

$$I = A + F$$

Wobei  $I$  für die Nahrungsaufnahme (igestion),  $A$  für die Einverleibung (assimilation) und  $F$  für die ungenutzt wieder ausgeschiedene Nahrung (egestion) steht. Dabei wird die Einverleibung definiert durch:

$$A = P + R + U$$

Mit  $P$  für die Produktion,  $R$  für die Respiration (Stoffwechselverluste) und  $U$  die Ausscheidung (excretion).

Dieser Zusammenhang stellt die Verbindung zwischen aufgenommener Nahrung und Produktion, Atmung und Ausscheidung dar. All diese Größen sind Stoff- oder Energieflüsse (Benke u. Huryn, 2006)

Bei einer Störung des Ökosystems durch veränderte Umweltparameter kann die Ökosystemfunktion verändert sein. Die Einschätzung der Produktion ist daher eine gute Methode, um eine weitreichende Aussage über die Antwort eines Ökosystems auf Störfaktoren zu treffen. Ziel dabei ist eine gesamtheitliche Betrachtung des Ökosystems zu ermöglichen. Be-

sonders ein Vergleich der Produktion über mehrere Jahre oder vor und nach veränderten Umweltbedingungen, gibt Aufschluss über die Funktion bestimmter Organismengruppen innerhalb eines Ökosystems.

## 2.4 Trichoptera

Köcherfliegen (Trichoptera) sind für die Bewertung und Einschätzung von Fließgewässern von besonderer Bedeutung. Dies liegt zum Einen an ihrem Artenreichtum die in Mitteleuropa bei etwa 900 Arten liegt. Allein 316 sind davon in Deutschland zu finden (Hohmann, 2011). Viele Köcherfliegenarten sind zudem besonders an bestimmte Lebensräume angepasst, sodass ein Auftreten oder Fehlen einer Art Rückschlüsse auf den Gewässerzustand zulässt. (Pitsch) Köcherfliegen bilden eine eigene Insektenordnung und sind taxonomisch den Schmetterlingen näher als den Fliegen. Der Großteil der Trichoptera führt eine merolimnische Lebensweise, was bedeutet, dass Larven und Puppenstadien vollständig aquatisch sind. Erst mit Erreichen des Imaginalstadiums verlassen sie den aquatischen Lebensraum, kommen jedoch zur Eiablage wieder an diesen zurück. Nur wenige Arten leben im Larven- und Puppenstadium terrestrisch (Wichard u. a., 1995). Der Lebenszyklus der Trichoptera umfasst vom mehrere Stadien. Das erste Stadium ist die Eiablage. Nach dem Schlupf beginnen die Larvenstadien. Bei den meisten Arten treten fünf Larvalstadien auf, lediglich Sericostomatidae und Glossosomatidae können bis zu acht Stadien aufweisen. Diesen folgt das Puppenstadium und endet schließlich beim Imaginalstadium. Die meisten Arten haben bis auf wenige Ausnahmen einen univoltinen Lebenszyklus (Waringer u. Graf, 2011).

Köcherfliegen werden nach der Art ihrer Lebensweise in freilebend, Netzbauend und Köcherbauend unterschieden. Eine weitere Auftrennung erfolgt anhand der Körperform, wobei in campodeide und eruciforme Larventypen unterschieden wird. Diese richtet sich nach der Lage des Kopfes und des Rumpfes. Die campodeide Form, verfügt über einen nach vorn gerichteten Kopf und sind freilebend oder netzbauend. Die eruciformen Larven sind Raupenförmig. (Wichard u. a., 1995). Sie bauen Köcher aus verschiedenen Materialien, wie Holz, Sand oder kleinen Steinen oder Blättern. Dies beginnt mit Ausnahme der Hydroptilidae bereits ab dem ersten Larvenstadium (Waringer u. Graf, 2011). Die Mehrheit der Larven baut transportable Köcher, welche mit wachsender Körpergröße angepasst werden. Die Form und das Material der Köcher unterscheiden sich stark, teilweise sogar

innerhalb Arten. Die Netz bauenden Arten nutzen ein Gespinnst aus körpereigenen Proteinen. Das Netz dient wird als Schutz und zum Fang der Nahrung verwendet (Waringer und Graf, 2011).

Die Ernährungsweise der Trichoptera ist nicht einheitlich. Mehrere Arten sind räuberisch (Ryacophilidae, einige Limnephilidae) andere sind Makrophytenfresser, Filtrierer oder Schaber bzw. Aufwuchsfresser.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Untersuchungsgebiet

Die vier untersuchten Bäche befinden sich im nordwestlichen Teil des Harzes. Die landwirtschaftlichen Bäche Getel und Sauerbach liegen westlich von Ascherleben im Harzvorland. Die beprobten Gewässerabschnitte sind unmittelbar von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben und somit direkt von Stoffeinträgen beeinflusst. Dies äußert sich insbesondere im Eintrag von Düngemittel und Ackersediment. Auch bestätigen Messungen der Wasserchemie erhöhte Nährstoffgehalte, besonders von Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Bei beiden Bächen sind Gewässerrandstreifen sehr schmal bzw. nicht vorhanden.

Der beprobte Gewässerabschnitt des Sauerbachs ist 110 Meter lang und verläuft fast gerade ohne eine natürliche Mäander-Struktur. Der Abschnitt verfügt über einen Grabenquerschnitt mit steiler Böschung ohne größeren Bewuchs, wodurch keine Beschattung durch Bäume oder Sträucher stattfindet, allerdings durch krautige Vegetation zum Mittelpunkt der Vegetationsperiode. Das umliegende Ackerland beginnt einseitig direkt hinter der Böschungsoberkante, auf der anderen Seite befindet sich ein Feldweg zwischen Ackerland und Bach. Das Sohlsubstrat besteht überwiegend aus Feinkies und FPOM.

Die Getel verläuft weniger gerade und verfügt über eine leichte Mäandrierung. Die Böschung ist weniger steil, durch die Mäandrierung findet jedoch teilweise eine Seitenrerosion statt, welche zusätzliches Sediment einbringt. Das natürliche Sohlsubstrat besteht aus Fein- und Mittelkies. Bäume sind im 210 Meter langen Beprobungsabschnitt ebenfalls nicht vorhanden. Zusätzlich zur landwirtschaftlichen Beeinflussung, befindet sich unweit des Beprobungsabschnitts eine Kläranlage. Trotz der guten Reinigungsleistung (kein höherer Nährstoffeintrag) ist die natürliche Wasserchemie verändert und durch mögliche nicht geklärte Mikrorückstände (Medikamente etc.) nicht mit einem ungestörten Gewässer vergleichbar.

Die natürlichen Bäche Wormsgraben und Ochsenbach befinden sich etwa 40 Kilometer entfernt von den landwirtschaftlichen Bächen. Die beprobten Gewässerabschnitte liegen im Hochharz im Naturpark Harz. Der Wormsgraben ist ein Nebenfluss der Wormke, die im Naturpark nördlich von Schierke entspringt. Der beprobte Abschnitt hat eine Länge von 150 Meter und ein größeres Gefälle als die anderen Bäche. Das Bachbett ist geprägt

von zahlreichen natürlichen Sohlabstürzen aus Wurzeln und Felsbrocken, wodurch eine natürliche Strömungsdiversität gegeben ist.

Der Ochsenbach entspringt im Naturschutzgebiet Kramershai. Der beprobte Abschnitt liegt etwa 2km unterhalb der Quelle südwestlich von Elend. Der Abschnitt ist 210m lang und führt durch einen Erlenbruchwald und verfügt über eine natürliche Uferstruktur. Der Ochsenbach weist eine leichte Mäandrierung auf und verfügt über natürliche Pool- und Riffle-Sequenzen, wodurch eine Strömungs- und Substratdiversität gegeben ist. Das Substrat besteht aus überwiegend aus Grob- und Feinkiesigen Bereichen, sowie Feinsedimentzonen.

**Tabelle 1:** Koordinaten und Höhenlage der beprobten Gewässerabschnitte

Bach	GPS Start	GPS Ende	müNN	Abschnittslänge [m]
Ochsenbach (OB)	51.734662 10.663493	51.734520 10.665971	526	210
Wormsgraben (WG)	51.773748, 10.715571	51.773276 10.717330	575	150
Sauerbach (SB)	51.720908 11.286528	51.721143 11.288380	180	110
Getel (GE)	51.757163 11.297438	51.758238 11.297898	150	210

Die Abbildungen 2 bis 5 stellen die Landnutzung innerhalb des Einzugsgebiets der Bäche dar. Dabei ist deutlich der Unterschied zwischen landwirtschaftlichen und natürlichen Bächen zu erkennen. Die natürlichen Bäche sind fast ausschließlich von Wald und krautiger Vegetation umgeben, während im Einzugsgebiet der landwirtschaftlichen Bäche überwiegend Bebauung und Gehölz (Ackerflächen) zu erkennen ist.



Ochsenbach



Wormsgraben

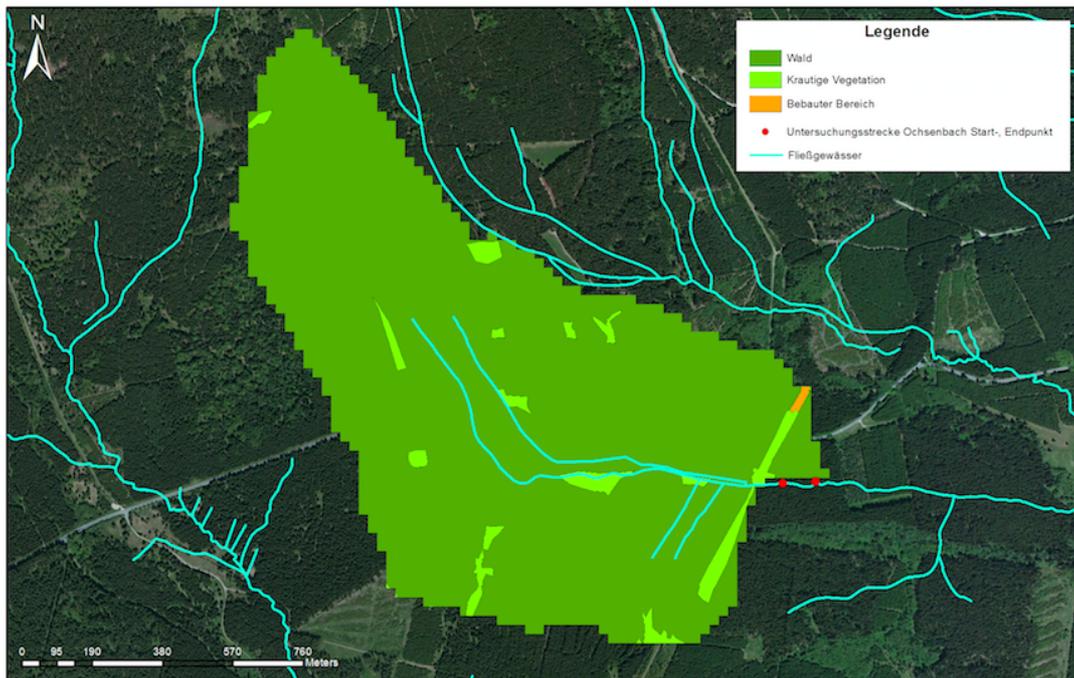


Sauerbach

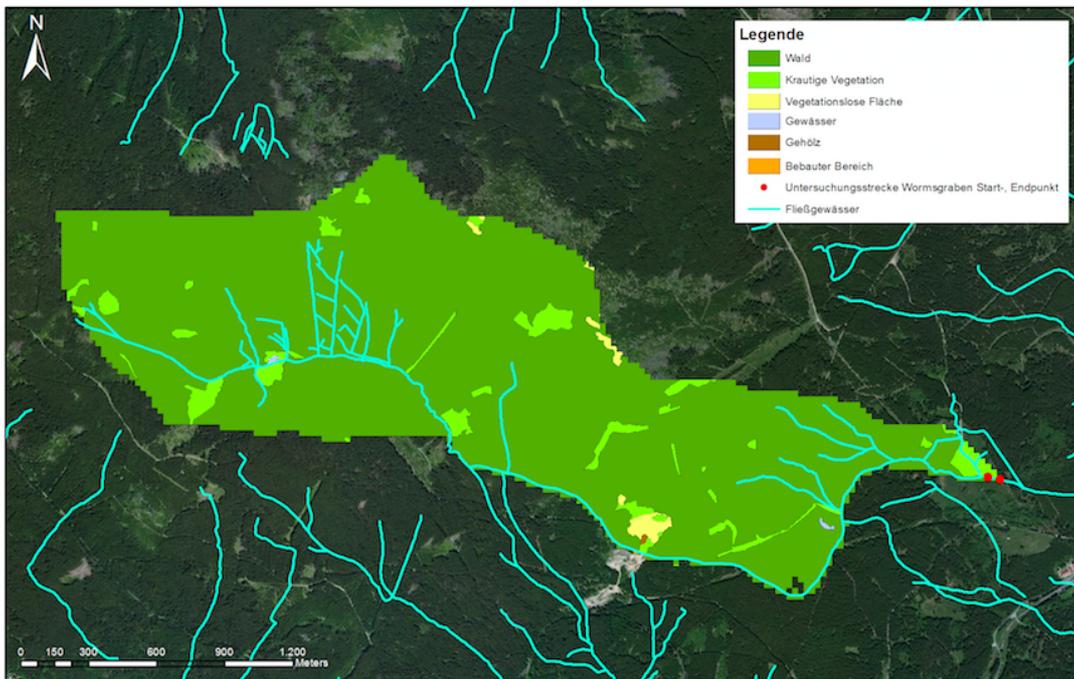


Getel

**Abbildung 1:** Darstellung von Teilabschnitten der vier Untersuchungsbäche. Oben natürlich, unten landwirtschaftlich geprägt (Projekt HECTARE, by Romy Wild)



**Abbildung 2:** Landnutzung des Einzugsgebiets des Oxenbachs (Projekt HECTARE, by Romy Wild)



**Abbildung 3:** Landnutzung des Einzugsgebiets des Wormsgraben (Projekt HECTARE, by Romy Wild)

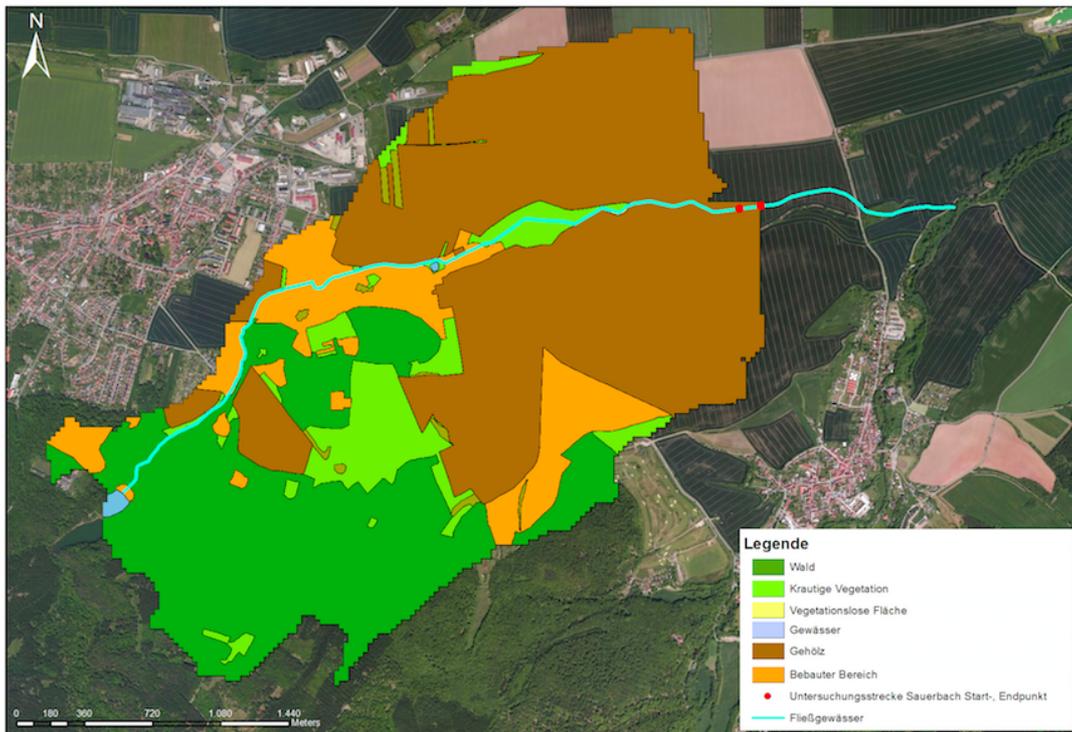


Abbildung 4: Landnutzung des Einzugsgebiets des Sauerbachs (Projekt HECTARE, by Romy Wild)

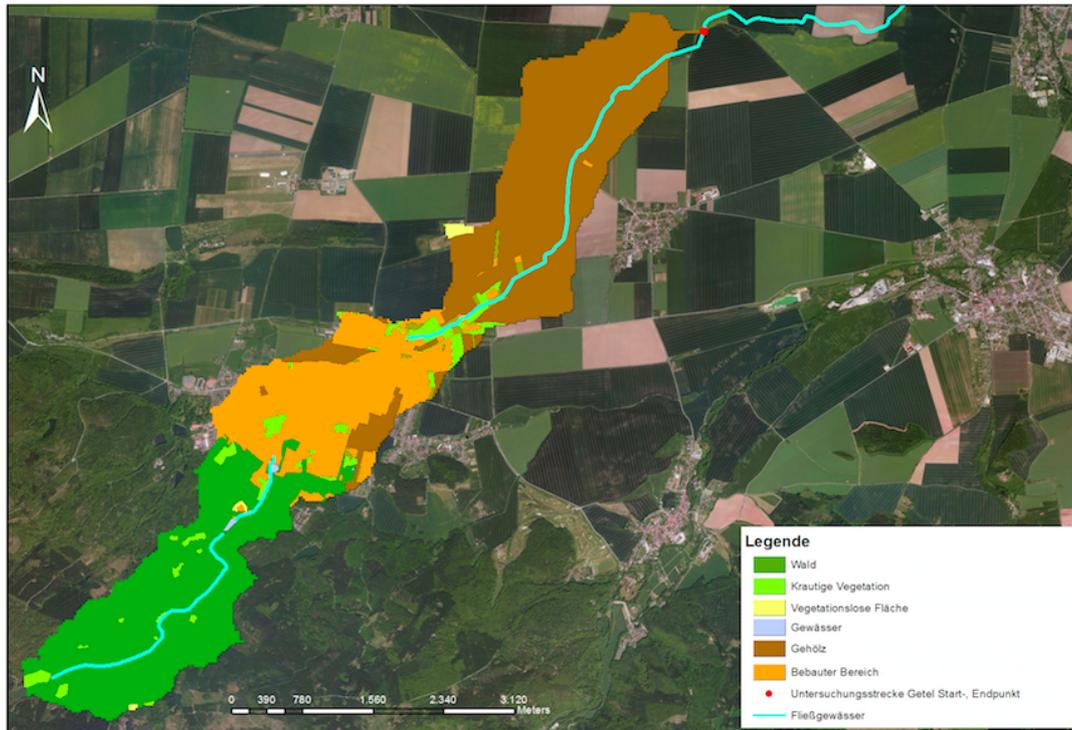


Abbildung 5: Landnutzung des Einzugsgebiets der Getel (Projekt HECTARE, by Romy Wild)

## 3.2 Probennahme und -aufarbeitung

### 3.2.1 Makrozoobenthos

Die Trichoptera-Larven wurden mir freundlicherweise durch das UFZ zur Verfügung gestellt. Bei den Proben handelt es sich um Makrofauna, die im Rahmen des HECTARE-Projektes gesammelt wurde. Die Entnahme von Makrozoobenthos erfolgte von September 2012 bis Oktober 2013, jeweils einmal im Monat. Die Beprobungsabschnitte waren unterteilt in drei Transekte à 10 Meter, jeweils am Einlauf, in der Mitte und im Auslauf des Abschnittes.

Die Makroinvertebraten wurden jedem Transekt, nach vorheriger Habitatkartierung in repräsentativen Habitaten beprobt. Hierzu wurden, mit Hilfe eines Surber-Samplers das Substrat in vier 0,025 m<sup>2</sup> großen Flächen mit den Händen umgegraben und die Tiere im Netz des Samplers aufgefangen. Der Surber-Sampler verfügte über eine Maschenweite von 250 µm. Nach der Entnahme wurde die Proben in 96 %-igem Ethanol zur späteren Aufbereitung konserviert.

Die Aufbereitung der konservierten Proben erfolgte im Labor. Hierbei wurden gröbere Bestandteile, wie Wasserpflanzen und Steine, gespült und anschließend entfernt. Der nächste Schritt war eine Vorsortierung der Makroinvertebraten in relevante Ordnungen oder Familien. Zur Bestimmung wurde ein Binokular (Nikon SMZ 1000, 8-fache Vergrößerung) verwendet, um auch kleinere Larvenstadien zu erkennen. Zur Bestimmung der Abundanz wurde ein Counter als Zählhilfe verwendet. Die Individuen wurden bis zu einer Anzahl von 200 Exemplaren herausgesammelt und konserviert. Bei Massenaufkommen wurden darüber hinausgehende Individuen nur noch gezählt. Jede Ordnung wurde in ein separates Schnappglas sortiert und in einem späteren Arbeitsschritt bis zur niedrigst möglichen taxonomischen Stufe bestimmt. Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe des „Atlas der Mitteleuropäischen Köchenfliegen“ (Waringer & Graf, 2011) und . Größere Larven könnten zumeist bis zur Art identifiziert werden, bei den kleineren Individuen (Kopfkapsel < 0,6mm) war oft nur eine Bestimmung auf Gattungs- oder Familienebene möglich.

### 3.2.2 Abiotische Faktoren und Substrat

Neben der Makrozoobenthosbeprobung wurden monatlich Messungen der abiotischen Parameter durchgeführt. Die Datenerhebung und Analyse wurde hausintern durch die analytische Abteilung des UFZ Magdeburg durchgeführt. Die Messung erfolgte mittels Multipa-

rametersonden (EXO2, Weilheim, WTW) durchgeführt, welche die Parameter Belichtung, Chlorophyll, Leitfähigkeit, pH, O<sub>2</sub>-Konzentration, Temperatur und Trübung aufnehmen. Des Weiteren wurden jeweils Wasserproben entnommen und diese später einer Wasserchemischen Analyse unterzogen, bei der die Konzentration der Parameter NH<sub>4</sub>(Ammonium), NO<sub>3</sub>(Nitrat), NO<sub>2</sub> (Nitrit), DNb (dissolved nitrogen bound), DOC (dissolved organic carbon), TP (total phosphorus), SRP (soluble reactive phosphorus) und POC (particulate organic carbon) bestimmt wurden.

Die Substrat-Kartierung erfolgte gemäß dem modifizierten AQEM/Star-Verfahren auf Basis der WRRL. Diese Methode ist anwendbar bei durchwatbaren oder teilweise durchwatbaren Gewässern. Die Kartierung erfolgt möglichst vom Ufer aus um eine Störung der Sohle zu verhindern und unterscheidet jeweils neun Substrattypen für mineralische und organische Anteile. Diese werden in 5 % Stufen abgeschätzt, sodass sich die Anteile insgesamt zu 100 % addieren. Die Abschätzung wird in ein Feldprotokoll eingetragen.

Die Substrattypen werden wie folgt eingeteilt.

**Tabelle 2:** mineralische Substrate nach AQEM Consortium, 2002

Substrattyp	Korngröße	Bemerkung
Megalithal	> 40 cm	Oberseite v. großen Steinen u. Blöcken, anstehendes Gestein
Makrolithal	> 20-40 cm	Steine in Kopfgröße, variabler Anteil kleinerer Korngrößen
Mesolithal	> 6 - 20 cm	Faustgroße Steine, variabler Anteil kleinerer Korngrößen
Mikrolithal	> 2 - 6 cm	Grobkies, variabler Anteil kleinerer Korngrößen
Akal	> 0,2 - 2 cm	Fein - bis Mittelkies
Psammal/Psammopelal	> 6 µm - 2 cm	Sand und/oder (mineralischer) Schlamm
Agryllal	< 6 µm	Lehm und Ton (bindiges Material)
Technolithal 1		künstliche Substrate → Steinschüttungen
Technolithal 2		künstliche Substrate → geschlossener Verbau, Betonierung

**Tabelle 3:** organische Substrate nach AQEM Consortium, 2002

Substrat	Bemerkung
Algen	filamentöse Algen, Algenbüsche
Submerse Makrophyten	Makrophyten inkl. Moose und Characeae
Emerse Makrophyten	z.B. Typha. Carex Phragmites
lebende Teile terr. Pflanzen	Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation
Xylal (Holz)	Baumstämme, Totholz, Äste größere Wurzeln
CPOM	Ablagerungen von grobpartikulärem org. Material, z.B. Falllaub
FPOM	Ablagerung von feinputikulärem org. Material
Abwasserbakterin und -pilze, Saprobial	Abwasserbedingter Aufwuchs und/oder org. Schlamm
Debris	in Uferzone abgelagertes org. und anorg. Material

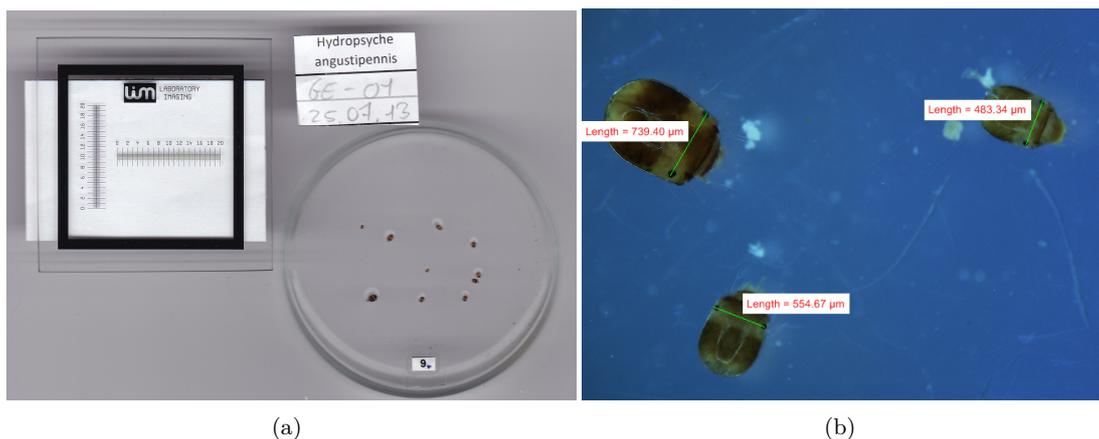
Ausgehend von den Abschätzungen der Substratanteile wird die Anzahl an Teilproben

bestimmt. Für jeden Substrattyp wird pro 5 % Anteil eine Teilprobe angesetzt. Insgesamt erhält man so 20 Proben, bzw. 21 Proben, wenn ein Anteil  $< 5 \%$  beträgt.<sup>6</sup>

### 3.2.3 Vermessung

Als vorbereitender Schritt wurden daher die Köpfe der Trichoptera mittels Pinzette entfernt und auf einer gläsernen Petrischale angeordnet. Die Petrischale wurde anschließend mit einem Maßstab und der Probenbezeichnung auf einem Flachbildscanner (CanoScan LIDE 120, Canon) mit der höchstmöglichen Auflösung gescannt. Dieses Verfahren konnte jedoch nur bei größeren Individuen durchgeführt werden, da die Auflösung für kleinere Larvalstadien nicht ausreichte. Bis zu einer Kopfkapselbreite von 0,7 mm konnte die Larven in den meisten Fällen gescannt werden. Die eigentliche Vermessung wurde anschließend am PC mit dem freien Bildbearbeitungsprogramm ImageJ (<https://imagej.nih.gov/ij>) durchgeführt, welches über verschiedene Mess-Tools verfügt. Nach dem Öffnen des Bildes wurde zunächst der gescannte Maßstab vermessen, um eine Abgleichung der Pixelanzahl zur genormten Länge zu erhalten. Danach wurden die Kopfkapselbreiten der Individuen bestimmt, indem der Abstand der Augen mit einer geraden Linie vermessen wurde.

Die kleineren Individuen mussten am Binokular manuell vermessen werden. Die Vermessung erfolgte daher am NIKON 1500 mit Hilfe der Software NIS Elements. Die Software erlaubte eine Bearbeitung direkt am Bildschirm und eine Exportierung der Daten nach Excel.



**Abbildung 6:** Beispiel: vermessener Scan in ImageJ (a) und Beispiel: Vermessung am Nikon 1500 mit NIS Elements (b)

<sup>6</sup>Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, 2006, <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>

### 3.3 Biomassebestimmung

Die Biomasse ist das Gesamtgewicht aller Individuen einer Art (Trockenmasse DW) pro Quadratmeter. Dafür ist es notwendig das Individualgewicht zu bestimmen, welches dann mit der Abundanz multipliziert wird. Das Individualgewicht kann entweder experimentell durch Einwaage und Trocknung erfolgen oder durch eine Längen-Massenrelation mit vorhandenen Literaturwerten. In diesem Fall wurde auf Literaturwerte (Meyer, 1989; Burgherr & Meyer, 1997; Pöpperl, 1998; Method, 2012 ) zurückgegriffen. Die Berechnung basiert auf dem Verfahren einer nicht-linearen Regression. Die Literaturwerte beziehen sich auf das Trockengewicht der Individuen. Für die Konservierung war es jedoch unabdingbar die Trichoptera in Ethanol einzulegen. Aus diesem Grund wurde für die weitergehende Berechnung ein Korrekturfaktor verwendet.

Da bei der Beprobung kein ganzer Quadratmeter erfasst wurde, mussten die Daten auf einen Quadratmeter hochgerechnet werden.

### 3.4 Berechnung der Sekundärproduktion

Die Bestimmung der Sekundärproduktion erfolgte nach Benke und Huryn aus Hauer und Lamberti (2006). Wenn es - wie bei dieser Arbeit - nicht möglich ist, einen deutlichen Kohortenverlauf zu erkennen, ist die Nicht-Kohorten-Methode anzuwenden. Die am häufigsten verwendete Berechnungsmethode ist die size-frequency-Methode nach Benke (1993).

Grundgedanke der size-frequency-Methode ist, dass die Verteilung der Körpergrößen-Individuendichte - Verteilung über einen längeren Probezeitraum, mit der durchschnittlichen Mortalitätskurve einer Kohorte vergleichbar ist (Benke 1993). Das bedeutet die Berechnung eines Biomasseverlustes in gleichmäßigen Intervallen. Als Intervalle dienen verschiedene Größenklassen, in die die Individuen eingeteilt werden. Für jede Größenklasse wird jeweils die durchschnittliche Dichte (Abundanz/ m<sup>2</sup>) (N), das durchschnittliche Individualgewicht (W) und die durchschnittliche Biomasse (N\*W) bestimmt. Durch Subtraktion zwischen den aufeinanderfolgenden Größenklassen wird jeweils der Dichteverlust ( $\Delta N$ ) gebildet. Daraufhin folgt die Berechnung des Verlustes an Individualgewicht durch Mittelwertbildung zweier aufeinanderfolgender Individualgewichte ( $W = (w_1 + w_2) / 2$ ). Die Multiplikation von Dichteverlust und Individualgewichtsverlust ( $B_v = \Delta N * W$ ) stellt den Biomasseverlust dar. Die unkorrigierte Produktion erhält man durch Multiplikation der

Biomasseverlustes mit der Anzahl der Größenklassen.

### **3.4.1 Jährliche Produktion**

Die Beziehung zwischen Biomasse und Produktion ist der Biomasseumsatz. Dieser bildet ein Verhältnis zwischen Produktion und Biomasse (P:B). Die Biomasse ist eine Stoffgröße, welche die Menge an Biomasse zu einem Zeitpunkt beschreibt. Die Sekundärproduktion und das P:B-Verhältnis sind hingegen Raten (Benke und Huryn, 2006). Da ein Großteil der Individuen die Entwicklung bis zur größten Stufe nicht überlebt, stellt das Nicht-Kohorten P:B nicht das realistische Verhältnis dar. Es fällt deutlich geringer aus, als bei einer Berechnung mit Kohorten-Methode. Aus diesem Grund ist es notwendig in die Berechnung einen Korrekturfaktor integrieren. Dieser Korrekturfaktor setzt sich aus der Multiplikation der berechneten Produktion und dem Verhältnis von  $365/\text{CPI}$  zusammen. Der CPI (cohort production interval) stellt die mittlere Entwicklungszeit einer Art vom Schlupf bis zur Emergenz dar (Benke, 1979).

### 3.5 Datenaufbereitung und statistische Analyse

Die gewonnenen Vermessungsdaten wurden mit Hilfe von Statistik-Software aufbereitet. Biomasse und Sekundärproduktion, sowie alle dafür notwendigen Größen wurden in R berechnet.

Um zu analysieren ob es einen Zusammenhang zwischen Sekundärproduktion und Artenzahl in den Bächen innerhalb der Landnutzungstypen gibt wurde eine Regression mittels eines linearen Modells durchgeführt und die Ergebnisse in einem XY-Diagramm für beide Landnutzungstypen dargestellt.

#### 3.5.1 univariate Statistik

Für die univariate Statistik wurde die freie Software R (<http://www.r-project.org>) verwendet. Die geplotteten Daten wurden zur besseren Ansicht mit Hilfe des Programms Affinity Designer (Serif (Europe) Ltd, Nottingham, UK)) aufbereitet und grafisch aufgebessert. Von den Daten zur Biomasse, Populationsdichte und Artenzahl pro Bach wurden in R mithilfe des Pakets ggplots2 Boxplots erstellt. Die mittlere jährliche Sekundärproduktion je Bach wurde als Balkendiagramm mit Konfidenzintervallen von +/- 95 % dargestellt.

#### SPSS

Mit Hilfe des Programms IBM SPSS statistics 24 (Testversion) (SPSS inc (heute IBM), Stanford University, United States) wurde eine RMANOVA - eine messwiederholte Varianzanalyse (repeated measure ANOVA) für die Biomasse, die Individuendichte und die Artenzahl durchgeführt. Dies geschah jeweils für die Gruppen Landnutzung und Bach.

Eine Varianzanalyse ist ein statistisches Verfahren, um eine Variation zwischen Gruppen mit der Variation innerhalb der Gruppen zu vergleichen.

Um die Voraussetzungen für eine RM ANOVA zu erfüllen ist auf Normalverteilung der Fehler (Residuen) und Varianzgleichheit zu testen. Vor Durchführung des Tests wurden die Residuen mittels Quantil-Quantil-Plots (QQ-Plot) visuell begutachtet. Die Varianzgleichheit wurde innerhalb der RM ANOVA Routine mit einem Levene-test durchgeführt.

Zur Korrelation zwischen der Produktion und der Artenzahl...

Bei der messwiederholten Varianzanalyse wird eine konstante Variable (Faktor) gewählt, welche in verschiedene Stufen aufgeteilt ist. In diesem Fall stellt der Faktor die Zeit dar, die

Stufen bilden die vierzehn Kampagnen. Jede Kampagne stellt damit eine Messung dar und die Anzahl der Kampagnen bildet somit die Anzahl der Messwiederholungen. Zusätzlich wurde ein zweiter nicht wiederholter Faktor gewählt. Dieser Zwischensubjektfaktor war einmal die Landnutzung (natürlich, landwirtschaftlich) und bei erneuter Berechnung der Bach (OB, WG, SB, GE). Bei der RMANOVA führt SPSS nacheinander verschiedene statistische Tests durch. Zum Test der Varianzhomogenität wurde der Mauchly's-Test auf Sphärizität durchgeführt. Im Falle einer Abweichung wurde der p-Wert korrigiert. Für die Analyse relevant waren außerdem der Test auf Signifikanz zwischen den Gruppen (Zwischensubjekteffekte) und ein paarweiser Vergleich der Untergruppen (post-hoc-Test). Als Korrekturverfahren wurde Bonferroni gewählt.

### 3.5.2 multivariate Statistik

Die multivariate Analyse wurde mit der Software PRIMER-E (Plymouth) Version 6.1.13 durchgeführt. Dieses Programm ermöglicht es auf Grundlage von relativen Häufigkeiten der Artenzusammensetzung Ähnlichkeiten zwischen einzelnen Proben zu ermitteln. Als Basis diente für die biotischen Daten die Bray-Curtis-Ähnlichkeit (1) und für die abiotischen Daten der euklidische Abstand(2)

$$S_{17} = 100 \cdot \left( 1 - \frac{\sum_i |y_{i1} - y_{i2}|}{\sum_i y_{i1} + \sum_i y_{i2}} \right) \equiv 100 \cdot \frac{\sum_i \min \{y_{i1}, y_{i2}\}}{(\sum_i y_{i1} + \sum_i y_{i2})/2} \quad (1)$$

$y_{i1}$  = Anzahl der i-ten Art von Probe 1

$y_{i2}$  = Anzahl der i-ten Art von Probe 2

Euklidischer Abstand

$$D = \sqrt{\sum_{i=1} (y_{i1} - y_{i2})^2} \quad (2)$$

### **Biotische Daten**

Vor der eigentlichen Berechnung war es zweckmäßig die Daten mittels Quadratwurzel zu transformieren, um den Einfluss dominanter Arten zu verringern.

Zur Prüfung der Artenzusammensetzung wurde eine nicht metrische multidimensionale Skalierung (NDMS) durchgeführt, diese erlaubt eine Einschätzung der Ähnlichkeiten über Abstände von Objekten im Raum. Je weiter diese voneinander entfernt sind, desto unähnlicher sind sie. Des Weiteren können mit dieser Methode prozentuale Ähnlichkeiten zwischen den Probenahmestellen und (in diesem Fall Kampagnen) grafisch dargestellt werden. Alle eingekreisten Objekte ähneln sich damit zu einem bestimmten Prozentsatz.

Um die Un/Ähnlichkeit zwischen den Landnutzungstypen und den einzelnen Bächen zu untersuchen, wurde die Methode Analysis of Similarity (ANOSIM, Clarke, 1993) angewendet. Diese erlaubt, durch Prüfung der Nullhypothese  $H_0$ , eine Aussage über die Unähnlichkeit ( $p=0$ ) von Gruppen. Als Gruppe wurden die einzelnen Bäche (OB, WG, SB, GE) gewählt. Bei einer zweiten ANOSIM wurden dann die Landnutzungstypen („natürlich“ und „landwirtschaftlich“) betrachtet. Die Ergebnisse der Analyse werden über die Signifikanzwerte  $p$  und  $R$  ausgegeben. Dabei gibt der  $p$ -Wert an, ob bei den untersuchten Gruppen ein signifikanter Zusammenhang besteht. Der  $R$ -Wert nimmt Werte zwischen Null und Eins an, wobei  $R=0$  bedeutet die Gruppen unterscheiden sich nicht und 1 als größtmögliche Differenzierung zu sehen ist. (Clarke & Gorley, 2006)

Anosim führt zunächst einen Test durch, der den globalen Zusammenhang aller Gruppen prüft. Ergibt der Test ein  $R=0$ , so ist ein weiterer Vergleich ausgeschlossen. Gilt  $R>0$ , erfolgt ein paarweiser Vergleich aller Gruppen miteinander, da sich die Gruppen stark unterscheiden (Clarke & Gorley, 2006).

### **Der Einfluss abiotischer Faktoren**

Um den Einfluss der abiotischen Umweltfaktoren auf die Artenzusammensetzung zu prüfen, wurden die biotischen Daten (Abundanz-Daten aller Bäche) mit den abiotischen Daten (Nährstoffe, Multiparameter, Substrat) verschnitten. Der Programmzusatz +PERMANOVA erlaubt eine Auswertung mittels distance-bases linear models (DistLM, McArdle & Anderson, 2001). Diese Methode basiert auf dem Ansatz der Distanzbasierten Redundanzanalyse (dbRDA, Legendre & Anderson, 1999) und stellt eine Beziehung zwischen einem multiva-

riaten Datenset (biotische Daten) und einer vorgegebenen Menge an Prädiktorvariablen (abiotische Daten) her.

DistLM verwendet die Methode der multivariaten multiplen Regression, um die entscheidenden signifikanten Einfluss der Umweltparameter herauszustellen. Diese permutationsbasierte Signifikanzprüfung wird durch eine Aufteilung der Variation erleichtert. Die Aufteilung erfolgt in Quadratsummen unter Verwendung einer linearen Regression.

Bei einer DistLM wird die Signifikanz der Variablen durch Randwertuntersuchungen getestet und eine Reihe sequenzieller Tests durchgeführt, welche die Variable, die am entscheidensten zur Variation beiträgt, erkennt. Die Ausgabe erfolgt über das korrigierte Bestimmtheitsmaß (adjusted  $R^2$ ). Durch Hinzufügen oder Entfernen von Variablen wird die bestmögliche Kombination gesucht, welche Variabilität der biotischen Daten am Besten erklärt. Die Auswahl erfolgt schrittweise. Der ausgegebene p-Wert gibt an, ob die Variable einen signifikanten Beitrag zur Veränderung der biotischen Daten beiträgt. Je mehr Variablen die Variation erklären, desto geringer ist der Einfluss hinzugefügter Variablen. Aus diesem Grund wurden für die weitergehende Analyse nur Variablen betrachtet, deren Beitrag zum Bestimmtheitsmaß mehr als 0,015 beträgt. (Wild, 2012)

Um die Messskalen der unterschiedlichen Umweltparameter vergleichbar zu machen, wurden alle Daten vor der Analyse normalisiert.

## 4 Ergebnisse

Ingesamt wurden 369 Proben mit 4861 Trichoptera-Larven bestimmt und vermessen. Für die weitere Betrachtung konnten jedoch, aufgrund einer zu geringen Individuendichte oder nur sporadischem Auftauchen, nur etwa ein Zehntel zur Berechnung der Sekundärproduktion herangezogen werden. Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht über alle in die Produktion eingegangenen Taxa.

**Tabelle 4:** Übersicht über die in die Produktion eingegangenen Arten

Bach	Taxon
Ochsenbach	Chaetopteryx villosa Odontocerum albicorne Plectrocnemia conspersa conspersa Potamophylax sp. Rhyacophila sp. Sericostoma personatum/flavicorne Limnephilidae Gen. sp.
Wormsgraben	Adicella reducta Hydropsyche sp. Limnephilidae Gen. sp. Philopotamus sp. Rhyacophila sp. Sericostoma personatum/flavicorne
Sauerbach	Hydropsyche angustipennis angustipennis Goera pilosa
Getel	Hydropsyche angustipennis angustipennis

4.1 Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften

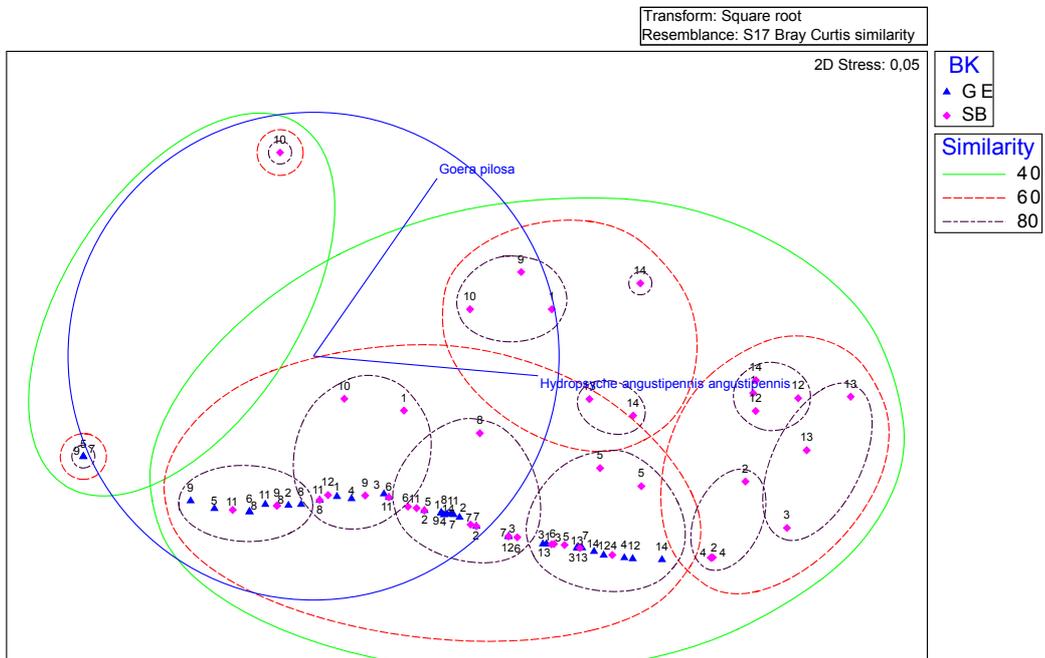


Abbildung 7: Nicht metrische multidimensionale Skalierung der landwirtschaftlichen Bäche

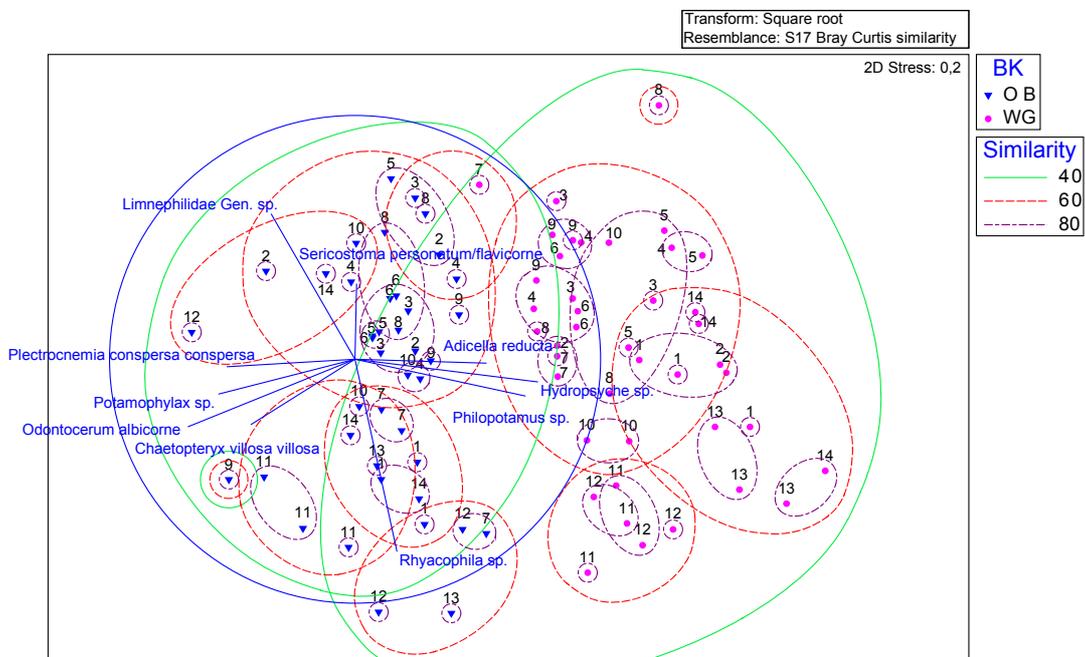


Abbildung 8: Nicht metrische multidimensionale Skalierung der natürlichen Bäche

## NMDS

Die Abbildungen 7 und 8 stellen die Ergebnisse einer nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) grafisch dar. Dabei wurden jeweils einer der Landnutzungstypen untereinander verglichen, da die grafische Darstellung eines Gesamtvergleichs der vier Bäche, aufgrund der großen Unterschiedlichkeit, nicht möglich war.

Diese Unterschiedlichkeit zwischen den Landnutzungstypen ist bedingt durch die Artenzusammensetzung, so sind die natürlichen Bäche im Vergleich mit einer 5 bis 7-fach höheren Artenzahl, deutlich artenreicher.

Die Ähnlichkeiten zwischen den landwirtschaftlichen Bächen ist hingegen weitaus größer als zwischen den natürlichen Bächen. So ähneln sich Sauerbach und Getel in ihrer Zusammensetzung - mit Ausnahme zweier Ausreißer - zu mindestens 40 %. Über die Hälfte der Ergebnisse verlaufen annähernd parallel, d.h. die Kampagnen von Sauerbach und Getel sind nicht voneinander abgegrenzt, sondern durchmischt. Dies spiegelt sich auch in der 60 %-igen Ähnlichkeit wider. Unterschiede finden sich hauptsächlich in einzelnen Gruppierungen des Sauerbachs. Den Grund für die Unterschiedlichkeit bildet die Art *Goera pilosa*, welche nur im Sauerbach vertreten ist. Die andere charakteristische Art ist *Hydropsyche angustipennis*, welche in beiden Bächen zu finden ist.

Die natürlichen Bäche gleichen sich untereinander weniger, was in Abb. 8, durch den Abstand der Bachgruppen voneinander, deutlich wird. Trotz einiger Überschneidungen der 40 %- Ähnlichkeiten, sind beide Bäche klar voneinander abgegrenzt. Dies liegt vordergründig an der deutlich anderen Artenzusammensetzung von Ochsenbach und Wormsgraben. Diese unterscheiden sich in der Zusammensetzung sowohl innerhalb des Landnutzungstyps, als auch gegenüber Sauerbach und Getel. In Abb. 8 sind innerhalb des blauen Kreises die charakteristischen Taxa und ihre räumliche Korrelation mit der biotischen Datenmatrix dargestellt. Auf der rechten Seite befinden sich Taxa, welche ausschließlich im Wormsgraben vertreten sind, auf der linken Seite befinden sich hingegen die des Ochsenbachs. Die Gattung *Rhyacophila sp.* und das Artenpaar *Sericostoma personatum/flavicorne* sind in beiden Bächen vertreten, was durch die Position entlang der Längsachse deutlich wird. Zur Unterschiedlichkeit tragen besonders die Art *Odontocerum albicorne* (Ochsenbach) und die Gattung *Hydropsyche sp.* (Wormsgraben) bei, welche jeweils die größten Abundanzen aufweisen.

?

**Tabelle 5:** Ähnlichkeitsanalyse mittels ANOSIM

Vergleich		R-Wert	p-Wert
GE	OB	1,000	0,001
GE	SB	0,089	0,004
GE	WG	1,000	0,001
OB	SB	1,000	0,001
OB	WG	0,629	0,001
SB	WG	1,000	0,001

Bei der Ähnlichkeitsanalyse mit ANOSIM wurde ein paarweiser Vergleich der Artenzusammensetzung der vier Bäche miteinander durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Analyse sind Tab. 5 zu entnehmen. Ein globaler Vergleich ergab einen R-Wert von 0,777 bei einem Signifikanzwert von  $p=0,001$ . Demnach konnte ein signifikanter Unterschied zwischen den vier Bächen festgestellt werden. Der paarweise Vergleich ergab die geringste signifikante Unterschiedlichkeit zwischen den Bächen Getel und Sauerbach ( $R=0,089; p=0,004$ ). Die landwirtschaftlichen Bäche sind folglich einander ähnlicher als die natürlichen Bäche. Eine Ähnlichkeitsanalyse zwischen den Landnutzungstypen ergab ein globales R von 0,998 bei einem p von 0,001. Dies bestätigt ebenfalls die signifikante Unterschiedlichkeit.

## 4.2 Diversitätsvergleich anhand der Dichte, Biomasse und Artenzahl

Die strukturelle Zusammensetzung der Trichoteren-Gemeinschaft wird nachfolgend anhand der Parameter Biomasse, Individuendichte und Artenzahl untersucht. Dabei wird in jedem Fall sowohl zwischen den Landnutzungstypen, als auch zwischen den Bächen untereinander verglichen.

### 4.2.1 Individuendichte

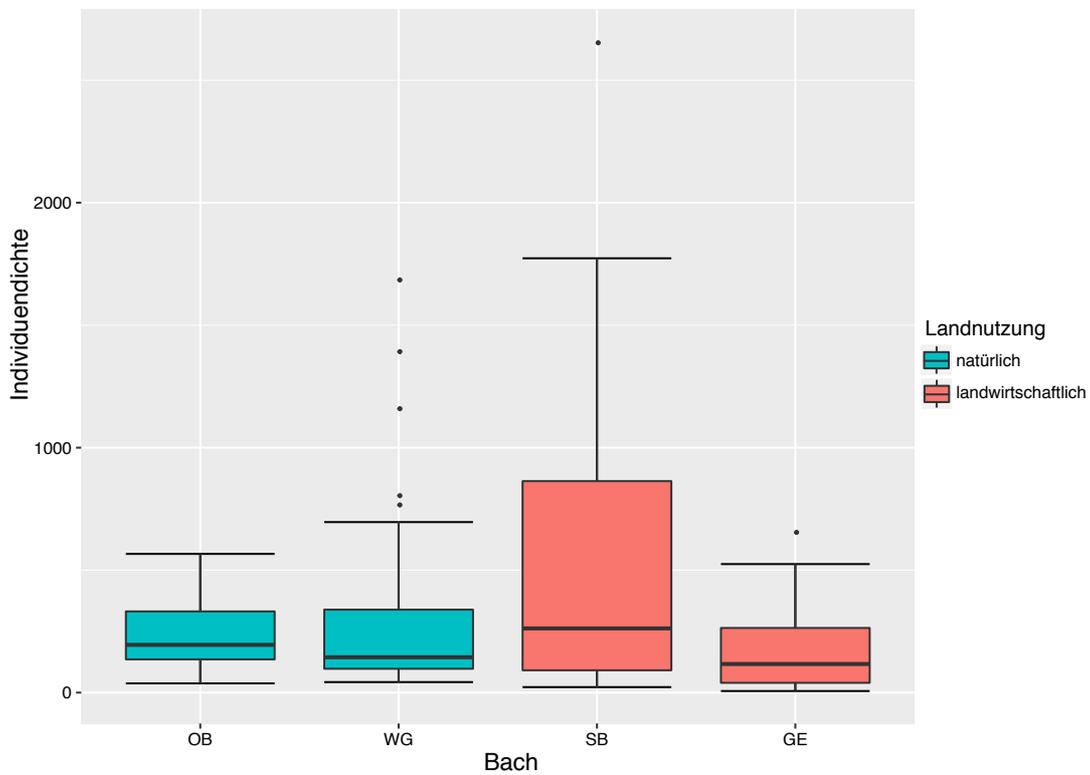
Die Individuendichte innerhalb der Bäche ist nicht signifikant unterschiedlich zwischen den Landnutzungstypen ( $df=1$ ;  $F=0,349$ ;  $p=0,568$ ), jedoch signifikant unterschiedlich innerhalb der vier Bäche insgesamt ( $df=3$ ;  $F=10,561$ ;  $p=0,004$ ). Anhand der Grafik ist zu erkennen, dass der Sauerbach eine wesentlich höhere Individuendichte als die anderen drei Bäche aufweist, während die Getel eine ähnliche Dichte aufweist wie die natürlichen Bäche.

Die Bäche Getel, Ochsenbach und Wormsgraben sind sich untereinander ähnlicher als der Sauerbach, da diese nicht signifikant unterschiedlich sind ( $p>0,05$ ). Getel und Ochsenbach unterscheiden sich jedoch signifikant vom Sauerbach.

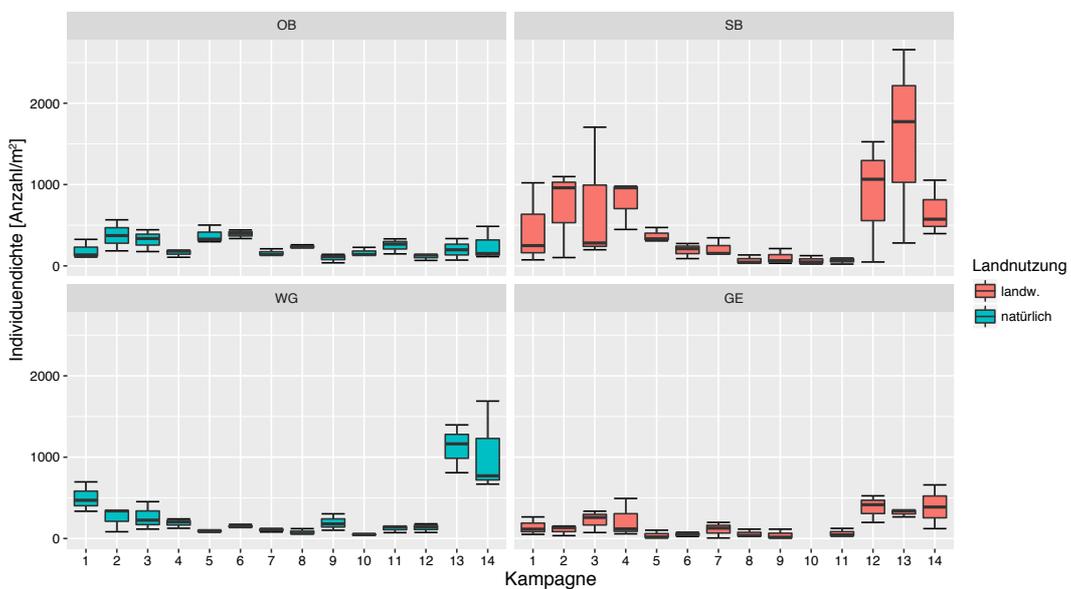
Einzig der Wormsgraben weist ist dem mit einem p-Wert von 0,114 keine signifikante Unterschiedlichkeit zum Sauerbach auf. Diese Tatsache erklärt sich durch ein höheres Individuendichtenaufkommen als im Rest des Jahres, wodurch eine vermeintlich höhere Ähnlichkeit trotz großer Unterschiede in der Individuendichte entsteht. Diese Abweichungen im Wormsgraben sind durch eine deutlich höhere Individuendichte im September und Oktober 2013 bedingt, was in Abb. 10 deutlich wird.

**Tabelle 6:** paarweiser Vergleich der Bäche hinsichtlich Individuendichte mit RM ANOVA

Bach Vergleich	Signifikanz
GE ↔ OB	1,000
GE ↔ SB	0,004
GE ↔ WG	0,238
SB ↔ OB	0,021
SB ↔ WG	0,114
OB ↔ WG	1,000
Nat. ↔ Landw.	0,568



**Abbildung 9:** Boxplots der mittleren jährlichen Individuendichte pro Bach, basierend auf dem Mittelwert jeder Kampagne



**Abbildung 10:** mittlere (monatliche) Individuendichte pro Kampagne

Abb. 10 zeigt die Individuendichte pro Kampagne, die jeweils einen Beprobungsmonat

darstellt. Dabei stellt die Kampagne 1 den September 2012 und Kampagne 14 den Oktober 2013 dar. Die Monate September und Oktober wurden folglich doppelt beprobt. Ein Vergleich zwischen den Jahren ist somit möglich. Auffallend ist, dass in den Herbstmonaten August bis November jeweils die höchsten Individuendichten zu verzeichnen sind. Dies gilt für alle vier Bäche, wird bei den landwirtschaftlichen Bächen jedoch besonders deutlich. In den Sommermonaten fällt die Individuendichte deutlich geringer aus, sodass in der Getel im Monat Mai (Kampagne 10) beispielsweise gar keine Individuen gefunden wurden.

#### 4.2.2 Artenzahl

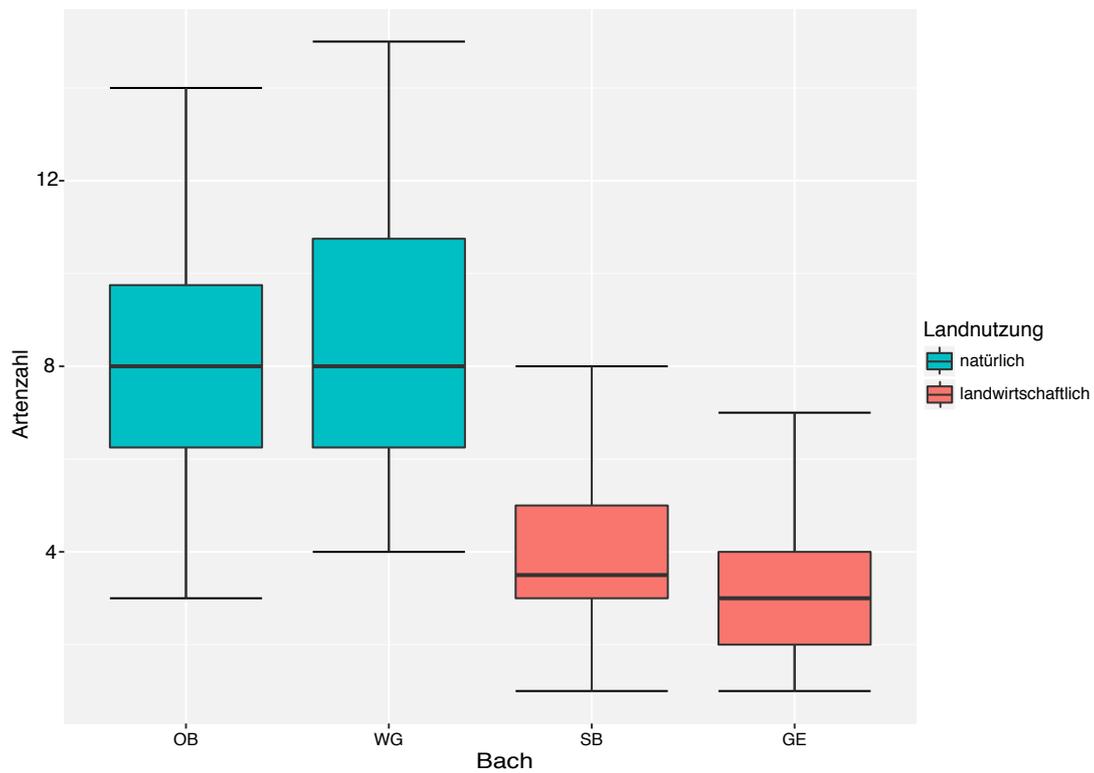
Im Vergleich sind die landwirtschaftlichen Bäche signifikant unterschiedlich zu den natürlichen Bächen ( $df=1$ ,  $F=227,886$ ,  $p<0,001$ ). So ist bei den natürlichen Bächen eine höhere Artendiversität gegenüber den landwirtschaftlichen Bächen zu erkennen. Der Median der natürlichen Bächen liegt bei etwa 8 Arten, der Median der landwirtschaftlichen ist geringer mit 3,5 (Sauerbach) und etwa 3 (Getel).

Insgesamt zeigen auch die Bäche untereinander eine signifikante Unterschiedlichkeit ( $df=3$ ,  $F=197,318$ ,  $p<0,001$ ).

Ein Vergleich der Landnutzungstypen untereinander zeigt jedoch keine signifikante Unterschiedlichkeit (siehe Tab. 7).

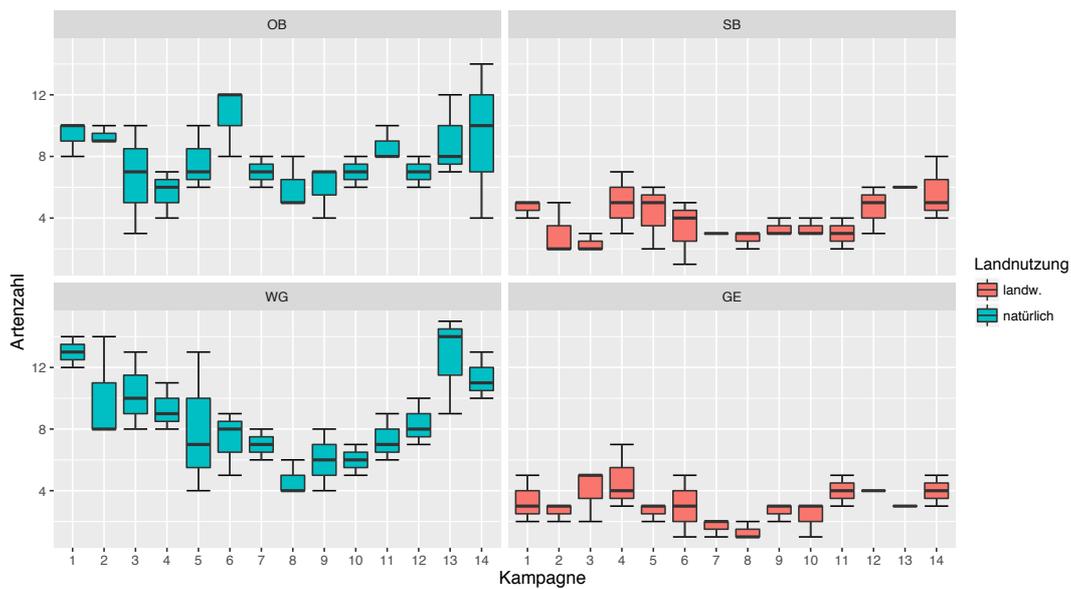
**Tabelle 7:** paarweiser Vergleich der Bäche hinsichtlich Artenzahl mit RM ANOVA

Bach Vergleich	Signifikanz
GE ↔ OB	0,000
GE ↔ SB	0,138
GE ↔ WG	0,000
SB ↔ OB	0,000
SB ↔ WG	0,000
OB ↔ WG	0,094
Nat. ↔ Landw.	0,000



**Abbildung 11:** Boxplots gemittelte Artenzahl aller gefundener Art (auch derer, die nicht in die Produktion miteinbezogen wurden)

Die Artenzahl pro Kampagne weist, ebenso wie bei der Individuendichte, deutlich höhere Zahlen innerhalb der Herbst- und Wintermonate auf. Dabei sind besonders bei den natürlichen Bächen größere Unterschiede zwischen den Sommer und Wintermonaten zu erkennen. Die Artenzahlen der Wintermonate sind deutlich höher als die der Sommermonate. Bei den landwirtschaftlichen Bächen ist der Unterschied geringer, aber ein Trend ist auch hier zu erkennen.



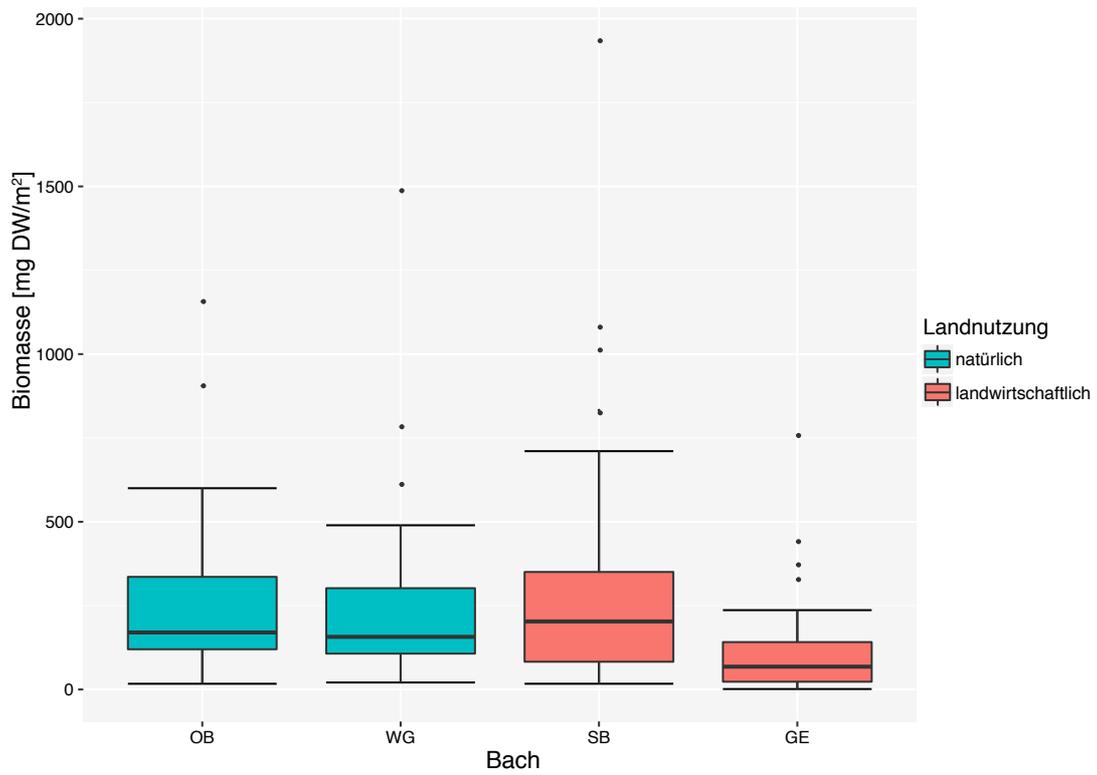
**Abbildung 12:** Artenzahl pro Kampagne

#### 4.2.3 Biomasse

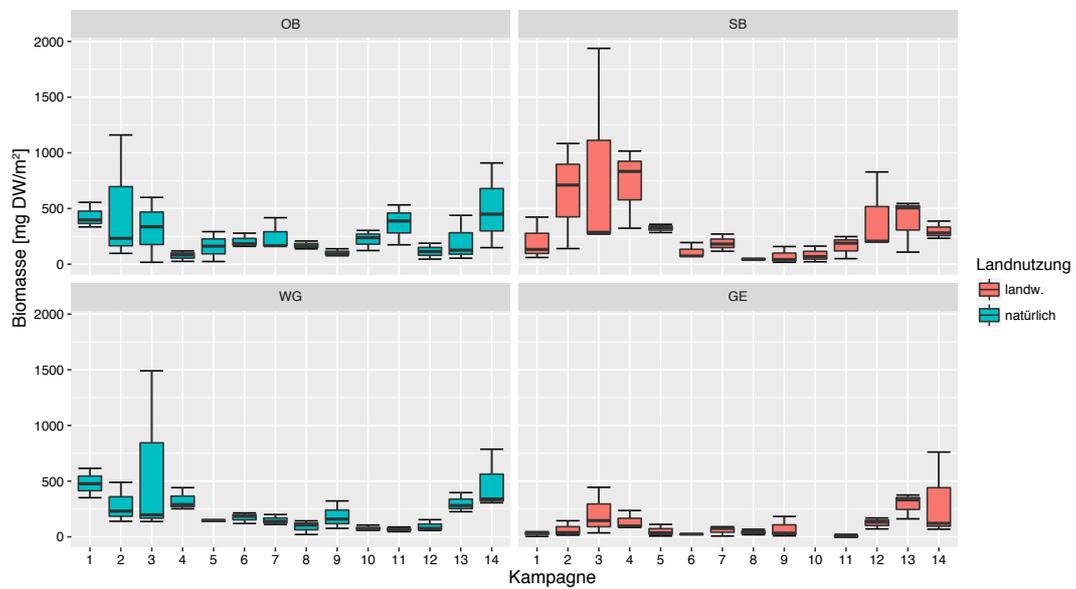
Zwischen der Biomasse der landwirtschaftlichen und der Biomasse der natürlichen Bäche besteht eine signifikante Unterschiedlichkeit ( $df=1$ ;  $F=10,774$ ;  $Sig.=0,008$ ). Auch unter den Bächen besteht insgesamt ein signifikanter Unterschied ( $df=3$ ;  $F=15,166$ ;  $Sig.=0,001$ ). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Bächen variieren, so sind sich die natürlichen Bäche untereinander ähnlicher als die landwirtschaftlichen. Ein Vergleich der Biomasse im Jahresgang zeigt hier wieder höhere Werte in den Herbst/Winter als im Frühling/Sommer. Dieses Phänomen tritt bei allen Bächen gleichermaßen auf. Die Maximalwerte sind

**Tabelle 8:** Signifikanztest für die Biomasse mit RM ANOVA

Bach Vergleich	Signifikanz
GE ↔ OB	0,799
GE ↔ SB	0,018
GE ↔ WG	0,936
SB ↔ OB	0,002
SB ↔ WG	0,002
OB ↔ WG	1,000
Nat. ↔ Landw.	0,008



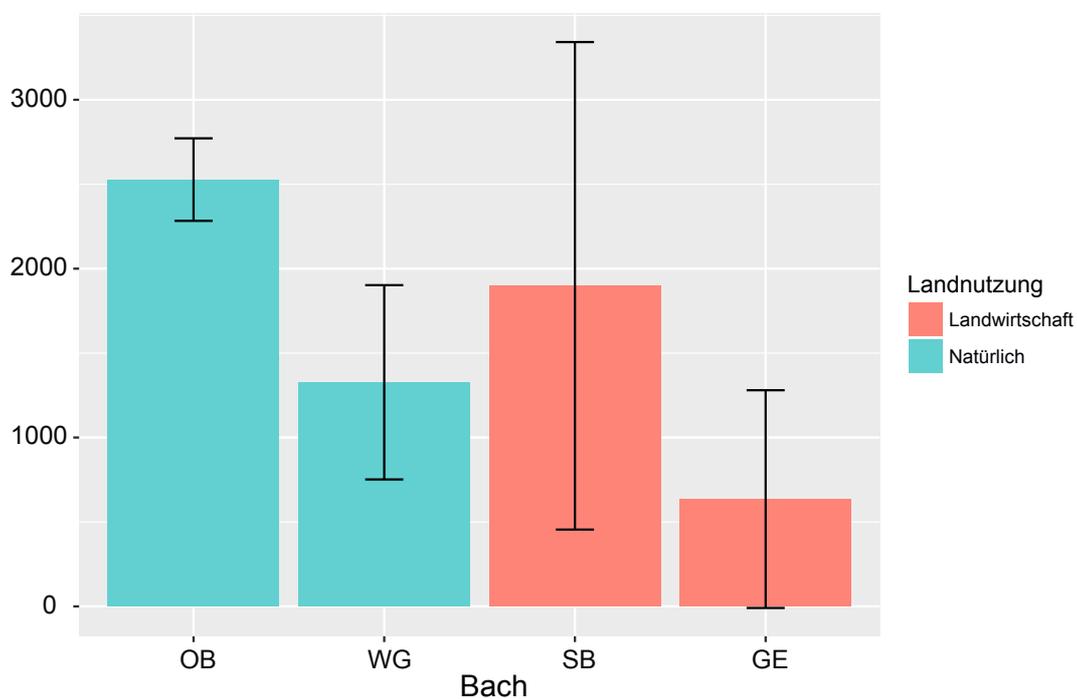
**Abbildung 13:** Boxplots der mittleren jährlichen Biomasse pro Bach, basierend auf dem Mittelwert jeder Kampagne



**Abbildung 14:** mittlere Biomasse pro Kampagne

### 4.3 Sekundärproduktion

In Abbildung 15 ist die mittlere jährliche Sekundärproduktion mittels Balkendiagramm dargestellt. Die ebenfalls mit abgebildeten Konfidenzintervalle geben Aufschluss über die Unterschiedlichkeit der Bäche in der Produktion. Deutlich erkennbar ist der signifikante Unterschied zwischen dem Ochsenbach und dem Wormsgraben, sowie Getel. Eine signifikante Unterschiedlichkeit zwischen Ochsenbach und Sauerbach besteht nicht. Zum Einen liegt dies an der sehr großen Streuung innerhalb des Sauerbachs. Des Weiteren bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen Wormsgraben, Sauerbach und Getel.

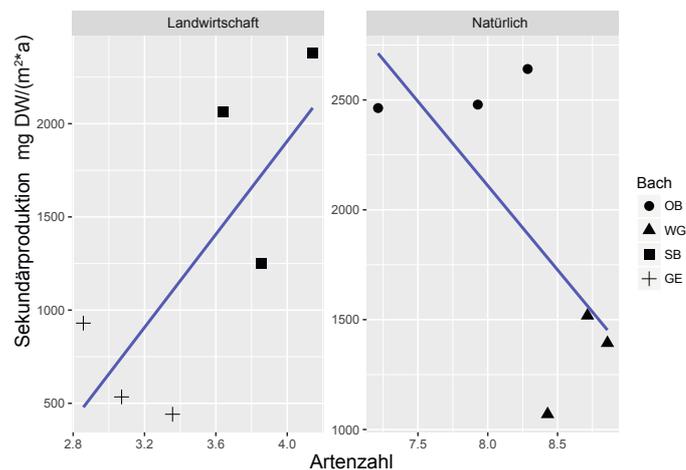


**Abbildung 15:** Barplots und Konfidenzintervalle der mittleren jährlichen Sekundärproduktion pro Bach

Die folgende Tabelle (9) zeigt die in die Berechnung der Produktion eingegangenen Arten, sowie die berechnete jährliche Produktion, Biomasse und Individuendichte je Art und die Summe für jeden Bach. Aus der Tabelle und Abbildung 15 ist zu entnehmen, dass die Sekundärproduktion bei den natürlichen Bächen ( $P=3854,482$ ) insgesamt höher ist als bei den landwirtschaftlichen Bächen ( $P=2533,768$ ). Damit ist sie in den natürlichen Bächen um rund 65 % größer. Betrachtet man die Bäche jedoch einzeln, so ist ersichtlich, dass der Sauerbach ebenfalls eine hohe Produktion aufweist ( $P=1898,45$ ). Diese liegt demnach höher als im Wormsgraben.

**Tabelle 9:** Darstellung der mittleren jährlichen Individuendichte, Biomasse und Sekundärproduktion. Die Berechnung der Biomasse bezieht sich auf die mittlere Dichte und das mittlere Individualgewicht je Größenklasse. Die mittlere jährliche Biomasse, Dichte und Produktion pro Bach ist die Summe der mittleren Biomasse, Dichte und Produktion je Art und Bach.

Art je Bach	Individuendichte		Biomasse		Produktion	
	[Anz./m <sup>2</sup> ]		[mg DW/m <sup>2</sup> ]		[mg DW/(m <sup>2</sup> a)]	
	mean	SD	mean	SD	mean	SD
<b>Ochsenbach</b>	44,117	5,875	133,416	25,903	2527,464	69,459
Chaetopteryx villosa villosa	4,682	2,300	32,249	42,519	612,723	31,140
Limnephilidae Gen. sp.	9,756	12,772	2,261	5,510	177,177	13,691
Odontocerum albicorne	5,003	4,241	21,670	18,500	346,838	54,277
Plectrocnemia conspersa conspersa	5,124	3,101	4,397	5,786	70,379	11,014
Potamophylax sp.	4,132	3,656	40,826	41,771	653,447	102,259
Rhyacophila sp.	6,218	4,950	8,710	9,749	139,418	21,818
Sericostoma personatum flavicorne	9,202	10,108	23,303	57,485	527,483	252,017
<b>Wormsgraben</b>	76,804	22,841	67,295	12,262	1327,018	42,056
Adicella reducta	19,711	28,260	1,868	1,308	18,630	0,371
Hydropsyche sp.	17,286	56,578	12,088	10,981	554,299	31,847
Limnephilidae Gen. sp.	13,463	15,116	1,523	1,250	22,001	1,695
Philopotamus sp.	6,419	5,596	14,939	15,117	239,114	37,419
Rhyacophila sp.	9,447	10,223	10,652	9,923	170,494	26,681
Sericostoma personatum flavicorne	10,480	21,276	26,225	34,997	322,480	154,326
<b>Sauerbach</b>	47,361	39,812	55,816	30,398	1898,450	67,881
Goera pilosa	29,237	50,067	16,355	26,221	261,783	40,967
Hydropsyche angustipennis angustipennis	18,124	29,557	39,460	34,575	1636,667	94,796
<b>Getel</b>	9,025	7,725	16,121	19,405	635,318	36,594
Hydropsyche angustipennis angustipennis	9,025	7,725	16,121	19,405	635,318	36,594



**Abbildung 16:** Korrelation zwischen Artenzahl und Sekundärproduktion

zu finden und die Sekundärproduktion ist mehr als doppelt so hoch.

Eine Korrelation zwischen Artenzahl und Sekundärproduktion ergab weder in den natürlichen ( $F=3,41, df=4, p\text{-value}=0,14, \text{adj } R \leq 0,33$ ), noch in den landwirtschaftlichen ( $F=5,38, df=4, p\text{-value}=0,08, \text{adj } R \leq 0,47$ ), einen Zusammenhang. Allerdings ist eine leichte Tendenz innerhalb der landwirtschaftlichen Bäche zu erkennen. Im Mittel ist eine Art mehr im Sauerbach

## 4.4 abiotische Umweltparameter

### 4.4.1 Nährstoffe und Multiparameter

In Tab. 10 sind die gemittelten abiotischen Faktoren und ihre Standardabweichung dargestellt. Die abiotischen Faktoren sind in den landwirtschaftlichen Bächen gegenüber den natürlichen Bächen tendenziell erhöht. Besonders deutliche Unterschiede zeigen sich in der Leitfähigkeit, die in den landwirtschaftlichen Bächen fast um das zehnfache erhöht. Die Temperatur liegt in den landwirtschaftlichen im Mittel zwei bis drei Grad über den Temperaturen der natürlichen Bäche. Die Stickstoffverbindungen liegen etwa um das zwei bis fünffache über den Werten der natürlichen Bäche. Weitere Auffälligkeiten finden sich im Abfluss, welcher besonders in der Getel etwa vier bis fünfmal so groß wie bei den natürlichen Bächen ist. Der Abfluss im Sauerbach ist mit den natürlichen Bächen vergleichbar. Der pH-Wert in den natürlichen Bächen liegt im Mittel um die 7 in den Bächen hingegen um die 8. Sie sind demnach als leicht alkalisch einzustufen.

**Tabelle 10:** gemittelte abiotische Faktoren

	Einheit	OB		WG		SB		GE	
		mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD
<b>T</b>	[°C ]	6,33	4,10	6,28	4,51	8,98	5,28	9,50	5,57
<b>DO</b>	[mg/L ]	11,62	1,44	11,54	1,54	11,17	1,89	11,13	2,09
<b>pH</b>	[ - ]	7,16	0,18	7,32	0,33	8,23	0,29	8,45	0,16
<b>LF</b>	[µm/cm ]	155,51	7,88	84,59	11,97	1369,35	419,32	981,41	159,78
<b>Q</b>	[ l/s]	12,99	6,10	21,84	13,99	18,88	4,67	61,26	31,64
<b>DOC</b>	[mg/L ]	2,06	0,90	8,91	5,41	4,34	2,00	5,49	1,14
<b>POC</b>	[ mg/L]	0,96	0,53	0,82	1,27	1,94	0,72	1,31	0,84
<b>NH<sub>4</sub></b>	[ mg/L ]	0,20	0,19	0,23	0,21	0,54	0,29	0,50	0,27
<b>DNb</b>	[mg/L ]	1,40	0,35	1,26	0,29	6,28	1,74	4,98	1,13
<b>TP</b>	[mg/L ]	0,26	0,26	0,47	0,32	0,24	0,15	0,22	0,19
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	[ mg/L ]	0,00	0,00	0,09	0,22	0,48	0,25	0,23	0,18
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	[mg/L ]	0,88	0,23	0,88	0,37	5,06	1,65	3,92	1,04
<b>SRP</b>	[mg/L ]	0,00	0,00	0,01	0,03	0,31	0,23	0,27	0,19
<b>Chla</b>	[µg/L ]	0,63	0,36	0,40	0,35	8,74	7,04	5,81	7,12

### 4.4.2 Sedimentverteilung

Wie in Tab. 11 dargestellt, weisen die natürlichen Bäche eine weitaus größere Spanne an Korngrößen auf. Besonders der Wormsgraben weist als einziger Bach einen repräsentativen

Grobsteinanteil. Der Sauerbach verfügt mit 28,67 % +/- 12,81 über einen besonders hohen Anteil an FPOM. Allgemein ist der Anteil an Mittel- und Feinkies, sowie FPOM, Makrophyten und Algen in den landwirtschaftlichen Bächen höher. In den natürlichen Bächen überwiegen eher die mittleren bis größeren mineralischen Substrate, sowie Totholz und Wurzeln.

**Tabelle 11:** gemittelte Sedimentverteilung der vier Bäche

Substrattyp	OB		WG		SB		GE	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<b>Megalithal</b> (> 40 cm)	0,00	0,00	3,23	2,79	0,11	0,74	0,00	0,00
<b>Makrolithal</b> (<40-20 cm)	0,21	1,00	8,65	3,92	0,78	2,10	0,00	0,00
<b>Mesolithal</b> (>6-20cm)	3,75	5,25	22,92	10,25	1,11	2,08	0,89	1,91
<b>Mikrolithal</b> (2-6 cm)	20,73	18,26	34,48	8,61	6,00	10,68	25,00	13,00
<b>Akal</b> (0,2-2 cm)	32,08	17,64	4,90	3,14	27,33	12,81	37,56	15,87
<b>Psammal</b> (6 µm-2mm)	1,88	2,82	1,25	2,17	2,78	3,08	0,67	1,70
<b>Agryllal</b> (<6 µm)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,67	3,09
<b>FPOM</b>	10,00	6,61	0,10	0,71	28,67	13,56	5,67	2,71
<b>CPOM</b>	14,06	6,90	10,63	5,27	6,33	3,71	4,33	3,43
<b>Wurzeln</b>	3,13	3,33	9,90	4,84	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Totholz</b>	5,10	3,14	3,75	2,80	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Emerse Makrophyten</b>	8,96	4,08	0,21	1,00	16,56	5,66	12,11	5,92
<b>Submerse Makrophyten</b>	0,10	0,71	0,00	0,00	0,33	2,21	0,89	3,38
<b>Filamentöse Algen</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	15,20	10,22	14,53

#### 4.5 Einfluss der Umweltparameter auf die Artenzusammensetzung

Ein Verschnitt der abiotischen Umweltparametern mit den biotischen Daten wurde mittels DISTLM (distance-based linear models) analysiert und in einem dbRDA-Plot (distance based redundancy analysis) (Abb.17) ausgegeben. Tab. 12 stellt die für die Berechnung verwendeten Parameter dar. Besonders auffällig ist der Unterschied zwischen den Landnutzungstypen. Der Hauptanteil (75,7 % des Unterschieds definiert sich dabei entlang der x-Achse, die einen weiten räumlichen Abstand zwischen den natürlichen Bächen (grün und blau) und den landwirtschaftlichen Bächen (rot und gelb) aufzeigt. Diese Unterschiedlichkeit ist besonders dem Einfluss der biotischen Daten geschuldet, welche eine große Verschiedenheit in der Artenzusammensetzung aufweist. Die landwirtschaftlichen Bäche bilden eine geschlossene Gruppe ohne Ausreißer. Die natürlichen Bäche sind hingegen klar voneinander abgegrenzt. Diese Abgrenzung liegt zum Einen an der unterschiedlichen Artenzusammensetzung innerhalb der natürlich Bäche, als auch am Einfluss unterschiedlicher abiotischer Faktoren.

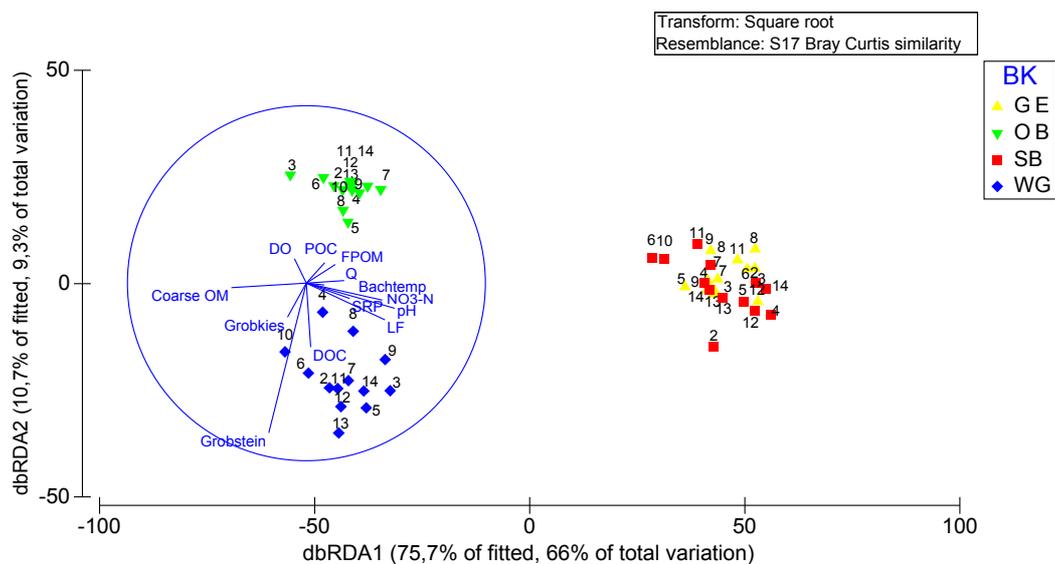
Die Positionen der abiotischen Faktoren innerhalb des Kreises in Abb. 17 zeigen ihren Einfluss auf den jeweiligen Bach auf. Die Parameter Abfluss, Temperatur, pH, Leitfähigkeit und bestimmte Nährstoffe sind insbesondere für die Unterschiedlichkeit landwirtschaftlichen Bäche gegenüber den natürlichen verantwortlich. Diese Parameter sind zumeist deutlich höher bei den landwirtschaftlichen Bächen (10).

In Tab. 13 sind die ersten sechs Vergleiche der Variablen bezüglich ihres Einflusses auf die Unterschiedlichkeit dargestellt. Je mehr Variablen, desto besser ist die Anpassung der Regression an die Daten, jedoch haben die einzelnen abiotischen Parameter unterschiedlich viel Einfluss auf die Unterschiedlichkeit zwischen den Bächen. Der pH-Wert allein trägt mit einem adj.  $R^2$  von 0,58435 hauptsächlich zur Unterschiedlichkeit bei. Werden weitere Parameter hinzugefügt, verbessert sich zwar die Regression, der Einfluss des Parameters trägt jedoch geringer zur Unterschiedlichkeit bei. Die in Tab. 13 gebildete Differenz zwischen den bereinigten  $R^2$  zeigt die den Einfluss des hinzugefügten Parameters. So ist das Mesolithal der zweitgrößte Einflussfaktor mit einer zusätzlichen Variabilitätserklärung von 0,08 %. Die Leitfähigkeit erklärt darüber hinaus weitere 0,03 % des Adj.  $R^2$

**Tabelle 12:** Übersicht der in DiSTLM verwendeten abiotischen Umweltfaktoren

Variable	Umweltparameter	Pseudo-F	P
1	Grobstein	16,9380	0,001
2	Mesolithal	19,2760	0,001
3	Grobkies	8,2516	0,002
4	Mittel/Feinkies	10,9400	0,001
5	Makrophyten	23,9640	0,001
6	Coarse OM	60,2420	0,001
7	FPOM	12,0200	0,001
8	Bachtemp	3,7746	0,03
9	DO	2,2144	0,112
10	pH	71,2920	0,001
11	Q	8,1993	0,001
16	Cond	56,9440	0,001
17	DOC	2,0181	0,109
18	POC	3,6405	0,025
20	DNb	58,5000	0,001
21	TP	1,8800	0,122
23	NO3-N	53,7370	0,001
24	SRP	21,9130	0,001

Die Variablen Wasserstand, Nitrit, Ammonium und Chlorophyll-a wurden von der Berechnung ausgeschlossen weniger relevant sind. Nitrit und Ammonium werden durch Nitrat mitbetrachtet und würden keine entscheidenden unterschieden auf die aufweisen.

**Abbildung 17:** DistLM der abiotischen Faktoren und Sedimente

**Tabelle 13:** Bestes Ergebnis für jede Variable

---

Adj $R^2$	Anzahl der Variablen	Auswahl	Anteil an der Variabilität
0,584 35	1	pH	
0,679 14	2	+ Grobstein	0,094 79
0,756 32	3	+ LF	0,077 18
0,782 81	4	+ OM	0,026 49
0,796 63	5	+ Temperatur	0,013 82
0,810 02	6	+ SRP	0,013 39

---

## 5 Diskussion

Fließgewässer sind komplexe Ökosysteme, welche empfindlich auf Veränderungen reagieren. Die Abschätzung der Sekundärproduktion bietet einen entscheidenden Vorteil gegenüber einer reinen Betrachtung der Diversität. Die Sekundärproduktion als ein Maß für die Leistung eines Ökosystems, vereint Informationen über die Mortalität und das individuelle Wachstum einer Population (Downing u. Rigler, 1984). Wichtige Populationseigenschaften, wie Reproduktion, Wachstumsrate, Überlebensrate, Entwicklungszeit, Lebensdauer, trophischer Status) werden gesamtheitlich betrachtet und lassen daher Schlüsse über funktionelle Antworten von Population auf Umweltbelastungen zu. (Dolbeth u. a., 2012) Mit der vorliegenden Arbeit sollen die Auswirkungen der intensiven Landwirtschaft auf die Produktion von Trichoptera betrachtet werden. Grundlage dessen bildet eine Gegenüberstellung der Produktion aus landwirtschaftlich geprägten Bächen mit natürlichen Bächen. Der Vergleich dieser beiden Landnutzungstypen soll Unterschiedlichkeiten in der Artenzusammensetzung, Biomasse und Individuendichte aufzeigen und eine Korrelation zur Sekundärproduktion aufzeigen. „Die Produktion ist eine sehr nützliche Variable in solchen Vergleichen, weil sie direkt mit dem Verbrauch von Nahrungsressourcen zusammenhängt und ein guter Hinweis auf den relativen Erfolg einer Population in unterschiedlichen Umgebungen ist“ (Benke 2010) (Benke u. Huryn, 2010) Eine intensive Landwirtschaft geht fast immer mit einem erhöhten Eintrag an Nährstoffen und anderen allochthonen Stoffen einher, daher liegt eine direkte Verbindung bestimmter Parameter zur Produktion nahe.

### 5.1 Methodendiskussion

Der praktische Teil der Ausarbeitung war teilweise mit Verzögerungen verbunden. Zunächst musste ein Großteil der Trichoptera nachbestimmt werden. Ein weiteres Problem waren die erheblichen Größenunterschiede der Individuen, weswegen nicht alle mit der gleichen Methode vermessen werden konnten. Größere Individuen wurden gescannt und nachträglich mit Bildbearbeitungssoftware vermessen. Der Großteil der Individuen war jedoch sehr klein, sodass das Scannen zu ungenauen Ergebnissen geführt hätte. Aus diesem Grund musste mehr als zwei Drittel der Proben manuell nachvermessen werden. Die eigentliche Artenzusammensetzung der Bäche war um einiges artenreicher. Viele Arten traten jedoch nur in sehr geringen Abundanzen und nicht konstant über das Jahr verteilt

in Erscheinung, somit konnten diese nicht für die Berechnung der Sekundärproduktion herangezogen werden. Die Auswertung erfolgt aus diesem Grund auf Basis der tatsächlich betrachteten Arten und bezieht sich auf die häufig und regelmäßig auftretenden Gruppen. Daher beziehe ich mich im weiteren Verlauf bei Benutzung des Begriffes „Arten“ auf die reduzierte Artenzahl welche auf den Produktionsberechnungen basiert.

## 5.2 Ergebnisdiskussion

### 5.2.1 Einfluss der Landwirtschaft auf die Artenzusammensetzung

Der Einfluss der intensiven Landwirtschaft zeigt sich deutlich in der Artenzusammensetzung, so verfügen die natürlichen Bäche über die fünffache Artenzahl im Vergleich zu den landwirtschaftlichen Bäche. Der Ochsenbach ist mit 7 Arten der artenreichste, die Getel mit lediglich einer Art der artenärmste Bach. Es wurde weiterhin festgestellt, dass die jährliche Produktion in den natürlichen Bächen in der Summe höher ausfällt als in den landwirtschaftlichen Bächen. Betrachtet man die natürlichen Bäche jedoch einzeln, so kann jedoch nicht von einer grundsätzlich höheren Produktion gesprochen werden. Im Vergleich zeigen Ochsenbach und Wormsgraben signifikante Unterschiedlichkeit in der Produktion, so fällt die Produktion im Wormsgraben mit  $P=1327,018$  ( $+SD=42,056$ ) mg DW/(m<sup>2</sup>\*a) geringer aus als die im Ochsenbach mit  $P=2527,465$  ( $+SD=69,459$ ) mg DW/(m<sup>2</sup>\*a). Auch bei den landwirtschaftlichen Bächen gibt es deutliche Unterschiede in der Höhe der jährlichen Produktion, diese sind jedoch weniger signifikant. Der Sauerbach verfügt über eine Produktion von  $P=1898,450$  ( $+SD=67,881$ ) mg DW/(m<sup>2</sup>\*a) und weist damit die zweithöchste Produktion auf. Die Getel hat mit einer Produktion  $P=635,318$  ( $+SD=36,594$ ) mg DW/(m<sup>2</sup>\*a) die geringste jährliche Produktion. Im Vergleich zeigen die Bäche Sauerbach, Getel und Wormsgraben keine signifikante Unterschiedlichkeit in der Produktion. Damit wird deutlich, dass, nur bei einer Gesamtbetrachtung der Landnutzungstypen, auf eine höhere Produktion innerhalb der natürlichen Bäche zu schließen ist. Es liegt also nahe, dass in diesem Fall, die Produktion allein kein eindeutiger Hinweis auf eine Störung der Ökosystemfunktion ist. Unklar ist, welche Gründe für die geringe Produktion des Wormsgrabens sprechen. Einen Hinweis könnte die Betrachtung des Zusammenhangs zwischen Biomasse und Individuendichte sein. Die Individuendichte fällt im Wormsgraben in der Summe relativ hoch aus (76,8 Individuen pro Quadratmeter), die Biomasse ist jedoch eher gering. Gründe hierfür sind zum einen ein hohes Aufkommen kleinerer

Larvenstadien, wodurch nur ein geringes Individualgewicht erreicht wird. Des Weiteren kann auch ein großer Biomasseverlust die Ursache sein. Betrachtet man die Entwicklung der Biomasse über das Jahr, so ist ein deutlicher Rückgang in den Sommermonaten zu verzeichnen. Dies ist ein normales Verhalten, da die Flugzeit vieler Trichoptera in den Frühlings- und Sommermonaten stattfindet. Eine weitere Ursache des Rückgangs ist die Mortalität, etwa durch Räuber oder unerwartete Umweltereignisse. Es stellt sich die Frage ob die Produktion im Wormsgraben grundsätzlich geringer ausfällt oder die nur das Jahr 2013 betrifft. Die Individuendichte und Biomasse des Wormsgraben weist schon ab Januar 2013 Verluste auf. Daraufhin folgt ein leichter Anstieg, welcher im Mai-Juni erneut abfällt. Dies tritt ebenfalls bei der Getel auf, welche ebenfalls eine geringe Produktion aufweist. Im Monat Juni wurden dort keine *Hydropsyche angustipennis* gefunden. Die Betrachtung der Gesamtartenzahl deutet jedoch auf ein Vorhandensein anderer Arten hin. Die Flugzeit der *Hydropsyche angustipennis* ist nach Poepperl u. Otto (1995) von Mai bis September zu beobachten, fällt demnach mit diesem Monat zusammen. Des Weiteren könnte das Juni Hochwasser 2013 für die Reduzierung der Dichte und Biomasse verantwortlich sein.

### **5.2.2 Landwirtschaft als Einflussfaktor für die veränderte Wasserchemie**

Durch den Einfluss der Landwirtschaft verfügen die Bäche Getel und Sauerbach über eine völlig andere Wasserchemie. Im Vergleich zu den natürlichen Bäche waren die wasserchemischen Analyte (mit Ausnahme von Sauerstoff und TP) deutlich erhöht. Dies wird an der gemessenen Leitfähigkeit deutlich, welche ein Maß für die Ionenstärke des Wassers ist. Sie erreicht im Mittel fast die zehnfache Größe der natürlichen Bäche. Die höchsten Konzentration wurden dabei im Sauerbach festgestellt. Die Analyse mittels DistLM zeigt den Einfluss bestimmter Parameter auf die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung der Bäche. Bei den landwirtschaftlichen sind dies die Parameter pH, Temperatur, Leitfähigkeit, Stickstoffverbindungen und das Abflussregime. Diese Parameter sind eindeutig auf die veränderte Landnutzung zurückzuführen. Eine strukturelle Veränderung der Bäche führt durch den ungehinderten Stoffeintrag von Stickstoff- und Phosphorverbindungen zu vermehrtem Algenwachstum. Die mittleren Temperaturen der landwirtschaftlichen liegen im Schnitt 4 bis 5 Grad über den Temperaturen der natürlichen Bäche. Als Grund ist hier die fehlende Beschattung größerer Pflanzen anzuführen. Die Böschung der landwirtschaftlichen Bäche wird zusätzlich bei übermäßigem Bewuchs gemäht, sodass zum Teil

gar keine Beschattung vorhanden ist. Gerade in den Sommermonaten kann es dadurch zu starken Temperaturanstiegen kommen. Die Temperatur stellt in Fließgewässern einen limitierenden Faktor insbesondere für Pflanzenwachstum dar. Die pH-Werte liegen in den landwirtschaftlichen Bächen mit 8,23  $\pm$  0,29 (Sauerbach) und 8,45  $\pm$  0,16 (Getel) etwas höher als die pH-Werte der natürlichen Bäche und sind somit als schwach alkalisch einzustufen. Der pH-Wert wird durch das Kalkkohlenäure-Gleichgewicht beeinflusst. Durch ein vermehrtes Algenwachstum in eutrophen Gewässern, wird viel CO<sub>2</sub> verbraucht. Das Gleichgewicht verschiebt sich somit in Richtung der HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, wodurch der pH ansteigt. Bei den natürlichen Bächen trägt vor allem die Substratheterogenität eine entscheidende Rolle zur Unterschiedlichkeit bei. Während in den landwirtschaftlichen Bächen überwiegend Sand und kiesige Bereiche vorliegen, wechseln sich in den natürlichen Bächen feine und gröbere Anteile ab, sodass eine natürliche Habitatdiversität gegeben ist. Der Grobstein trägt nach der DistLM nach dem pH-Wert am Meisten zur Unterschiedlichkeit bei. Dieser ist ausschließlich im Wormsgraben vertreten. Der Wormsgraben nimmt in Bezug zur Sekundärproduktion den dritten Platz ein. Die Produktion ist geringer als in Ochsenbach und Sauerbach, jedoch höher als in der Getel.

Ein Vergleich mit früheren Arbeiten (Sallenave u. Day, 1991), dass es Hinweise auf eine verminderte Produktion bei erhöhtem Nährstoff- und Pestizideintrag gibt. Auf einen Zusammenhang zwischen Pestiziden und Produktion konnte nicht getestet werden, da keine ausreichende Datengrundlage für die natürlichen Bäche zur Verfügung stand. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Pestizidbelastung in den landwirtschaftlichen Bächen höher ausfällt.

Insgesamt ist festzustellen, dass die abiotischen Umweltparameter sich zwischen den Landnutzungstypen deutlich unterscheiden. Höhere Nährstoffe bieten bessere Bedingungen tolerante Arten und haben negative Auswirkungen auf weniger tolerante Arten. Die daraus resultierenden Änderungen in der Artenzusammensetzung wirken sich auf die Produktion aus. So fällt die Produktion insgesamt geringer aus in den landwirtschaftlichen Bächen

### **5.2.3 Zusammenhänge zwischen Diversität und Produktion**

Die Bewertung von Fließgewässern wird oftmals auf Basis von Diversitätsanalysen getroffen. Diese Ansätze sind wichtig für die Zustandserhebung der aktuellen Gewässergüte. Veränderte Umweltparameter haben direkten Einfluss auf das Artenspektrum und somit

können Veränderungen in der Artenzusammensetzung Anhaltspunkte für eine Störung innerhalb des Ökosystems sein. Mit dem Ansatz der Sekundärproduktion werden vor allem Änderungen in der Ökosystemfunktion betrachtet. Die Ökosystemfunktion hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab, sie beinhaltet all jene Prozesse und Funktion, die für die Aufrechterhaltung des Ökosystems nötig sind. Die Einschätzung der Sekundärproduktion bezieht Entwicklungen einer Population mit ein, d.h. Faktoren wie Mortalität, Wachstumsrate und Entwicklungszeit geben Aufschluss über den Erfolg einer Population. Dadurch ist es möglich, Veränderungen eines Ökosystems zu untersuchen und die Antwort des Ökosystems auf Belastungen zu verfolgen und etwaige Anpassungen nachzuvollziehen. Bei der reinen Diversitätsanalyse kann nur der aktuelle Zustand des Systems wiedergespiegelt werden. Direkte Zusammenhänge zwischen reiner Artenvielfalt und Produktion sind bislang nur wenig erforscht, da Umweltfaktoren oft dominantere Einflüsse auf die Produktion nehmen und somit eine Auswertung erschweren. (Dolbeth u. a., 2012).

Es ließ sich keine direkte Beziehung zwischen Diversität und Produktion feststellen. Der Grund liegt in der geringen (verwendeten) Artenzahl der landwirtschaftlichen Bäche, was eine verlässliche Korrelation unmöglich machte. Bezogen auf das Verhältnis von Produktion zu verwendeter Anzahl der Taxa liegt die Produktion des Sauerbachs verhältnismäßig hoch. Die zwei verwendeten Arten haben eine ähnlich hohe Produktion wie der Ochsenbach.

Eine Korrelation zwischen Artenzahl und Produktion zeigte jedoch keine signifikanten Zusammenhänge. Lediglich ein leichter Trend ist bei den landwirtschaftlichen Bächen zu erkennen, da eine Verdopplung der Artenzahl etwa die dreifache Produktion ausmacht.

Trotz der geringeren Artenzahl innerhalb der landwirtschaftlichen Bäche basiert die berechnete Produktion auf maximal zwei Arten und ist dennoch etwas mehr als halb so groß wie die Produktion innerhalb der natürlichen Bäche. Die Produktion ist also auf deutlich höhere Abundanzen und die daraus resultierende höhere Individuendichte und Biomasse zurückzuführen. Da sich die Arten der landwirtschaftlichen Bäche vollständig von denen der natürlichen Bäche unterscheiden, ist zu schließen, dass sich die gefundenen Arten der landwirtschaftlichen Bäche toleranter gegenüber Verschmutzung zeigen. Dies wird ebenfalls durch (Schönborn, 1992) bestätigt, der für die Art *Hydropsyche angustipennis* eine Toleranz gegenüber Verunreinigung anführt. Der Großteil der Trichoptera ist gut angepasst an ihren Lebensraum und empfindlich gegenüber veränderten Umweltbedingungen.

Die intensive Landwirtschaft und die damit einhergehende Veränderung des Lebensraums bedeutet für viele Arten eine Beraubung ihrer Lebensgrundlage und somit ein Rückgang der natürlichen Artendiversität. Die Folge sind Massenentwicklungen der wenigen opportunistischen Arten, welche durch fehlende Konkurrenz begünstigt wird.

Für die Beurteilung der Funktion eines Ökosystems wird das P/B-Verhältnis verwendet, welches als Maß für den jährlichen Umsatz an Biomasse gesehen werden kann. Das Verhältnis hängt stark von der Lebensspanne der jeweiligen Art ab, so wird bei Lebewesen mit einem univoltinen Zyklus ein P/B von etwa 5 angegeben. Bei multivoltinen Arten kann dieser Wert höher liegen (Benke u. Huryn, 2006). Die berechneten P/B-Verhältnisse liegen bei den natürlichen Bächen bei 18,94 (Ochsenbach) und 19,72 (Wormsgraben), sowie 34,01 (Sauerbach) und 39,41 (Getel). Somit ist der jährliche Biomasseumsatz in den landwirtschaftlichen Bächen fast doppelt so groß.

Abschließend ist zu sagen, dass die Sekundärproduktion in den natürlich Bächen zwar insgesamt größer ist, jedoch aufgrund der geringen (verwendeten) Artenzahl in den landwirtschaftlichen Bächen kein eindeutiger Vergleich möglich ist. Dies bestätigt ebenfalls der hohe Biomasseumsatz über das Jahr. Aus früheren Studien (Benke, 2010) ist zu entnehmen, dass die Produktion von einer Vielzahl von Faktoren abhängig ist, sodass eine direkte Korrelation mit bestimmten Umwelteinflüssen schwierig ist. Cross u. a. (2006) konnten einen Zusammenhang zwischen erhöhtem Nährstoffaufkommen und stark erhöhter Produktion aufzeigen. Dies steht jedoch im Widerspruch zu Langzeitstudien (Cross u. a., 2006)

---

**Literatur**

- [Benke 1979] BENKE, Arthur C.: A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. In: Limnology and Oceanography 24 (1979), Nr. 1, S. 168–171
- [Benke 2010] BENKE, Arthur C.: Secondary production as part of bioenergetic theory—contributions from freshwater benthic science. In: River Research and Applications 26 (2010), Nr. 1, S. 36–44. – ISSN 15351459
- [Benke u. Huryyn 2006] BENKE, Arthur C. ; HURYYN, Alexander D.: : Secondary Production of Macroinvertebrates. In: HAUER, F. R. (Hrsg.) ; LAMBERTI, Gary A. (Hrsg.): Methods in stream ecology. Amsterdam and Boston : Academic Press, 2006. – ISBN 0080511503, S. 691–711
- [Benke u. Huryyn 2010] BENKE, Arthur C. ; HURYYN, Alexander D.: Benthic invertebrate production—facilitating answers to ecological riddles in freshwater ecosystems. In: Journal of the North American Benthological Society 29 (2010), Nr. 1, S. 264–285. – ISSN 0887–3593
- [Cross u. a. 2006] CROSS, W. F. ; WALLACE, J. B. ; ROSEMOND, A. D. ; EGGERT, S. L.: WHOLE-SYSTEM NUTRIENT ENRICHMENT INCREASES SECONDARY PRODUCTION IN A DETRITUS-BASED ECOSYSTEM. In: Ecology 87 (2006), Nr. 6, S. 1556–1565
- [Dance u. Hynes 1980] DANCE, K. W. ; HYNES, H.B.N.: Some effects of agricultural land use on stream insect communities. In: Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological 22 (1980), Nr. 1, S. 19–28
- [Delong u. Brusven 1998] DELONG, Michael D. ; BRUSVEN, Merlyn A.: Macroinvertebrate Community Structure Along the Longitudinal Gradient of an Agriculturally Impacted Stream. In: Environmental Management 22 (1998), Nr. 3, S. 445–457
- [Dolbeth u. a. 2012] DOLBETH, M. ; CUSSON, M. ; SOUSA, R. ; PARDAL, M. A. ; PRAIRIE, Yves T.: Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69 (2012), Nr. 7, S. 1230–1253

- 
- [Downing u. Rigler 1984] DOWNING, John A. ; RIGLER, Frank H.: A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters. Oxford : Blackwell Scientific Publications, 1984
- [Engelhardt u. a. 2015] ENGELHARDT, Wolfgang ; MARTIN, Peter ; REHFELDT, Klaus ; PFADENHAUER, Jörg S.: Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Pflanzen und Tiere unserer Gewässer. 17. Auflage. Stuttgart : Kosmos, 2015 (KosmosNaturführer)
- [Gücker u. a. 2009] GÜCKER, Björn ; BOËCHAT, IOLA G. ; GIANI, ALESSANDRA: Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. In: Freshwater Biology 54 (2009), Nr. 10, S. 2069–2085
- [Hohmann 2011] HOHMANN, Mathias: Untersuchungen an Wasserinsekten im Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt) unter besonderer Berücksichtigung von Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera): Faunistik, Phänologie, Autökologie, Taxonomie, Bioindikation: Zugl.: Kassel, Univ., Diss., 2010. Kassel : Kassel Univ. Press, 2011
- [Kalbe 1997] KALBE, Lothar: Limnische Ökologie. Wiesbaden and s.l. : Vieweg+Teubner Verlag, 1997 (Teubner-Reihe UMWELT)
- [Pitsch ] PITSCH, Thomas: Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera)
- [Poepperl u. Otto 1995] POEPPERL, R. ; OTTO, C.J.: Zur Fangbarkeit merolimnischer Insekten mittels Lichtfalle. Untersuchungen am Belauer See (Schleswig-Holstein. In: Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 65 (1995), S. 25–45
- [Sallenave u. Day 1991] SALLENAVE, R. M. ; DAY, K. E.: Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices. In: Chemosphere 23 (1991), Nr. 1, S. 57–76
- [Schönborn 1992] SCHÖNBORN, Wilfried: Fließgewässerbiologie: Mit 23 Tabellen. Jena : Fischer, 1992
- [Waringer u. Graf 2011] WARINGER, Johann ; GRAF, Wolfram: Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven: Atlas of Central European Trichoptera Larvae. Dinkelscherben : Mauch, 2011

[Wichard u. a. 1995] WICHARD, Wilfried ; ARENS, Werner ; EISENBEIS, Gerhard: Atlas zur Biologie der Wasserinsekten. Stuttgart : G. Fischer, 1995

## **6 software**

- Affinity Designer, Affinity Photo
- citavi
- Primer Vs. 6.1.5 + PERMANOVA
- Microsoft Office
- MikTex (Texmaker, Bibtex)
- R statistics, R studio
- SPSS

## **7 Internetseiten**

- <http://www.umweltbundesamt.de>
- <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>

## **8 Danksagung**

Hiermit möchte ich allen, die zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen haben, danken.  
Mein besonder Dank gilt:

Dr. Mario Brauns (UFZ Magdeburg) für die Möglichkeit meine Bachelorarbeit in seiner Abteilung zu schreiben und für die Bereitstellung des Themas, sowie die Unterstützung bei Fragen und die Motivation

Romy Wild (UFZ Magdeburg) für die intensive Betreuung, die Beantwortung zahlreicher Fragen und die Bereitstellung von Literatur und anderen Hilfsmitteln.

Prof. Dr. Lüderitz für die Betreuung und die schnelle Hilfe bei allen organisatorischen Angelegenheiten

Meiner Mutter, für die aufbauenden Worte und das Verständnis für meine geringe Verfügbarkeit in den letzten Monaten

Meiner Kommilitonin Jana Manecke, für die Motivation in schwierigen Zeiten.

## **9 Eidesstattliche Erklärung**

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit mit dem Thema „Der Einfluss der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf die Sekundärproduktion von Köcherfliegen-Larven (Trichoptera) in Bachoberläufen des Harzes“ selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe und dass ich alle Stellen, die ich wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen entnommen habe, als solche kenntlich gemacht habe. Die Arbeit hat bisher in gleicher oder ähnlicher Form oder auszugsweise noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.

Ich versichere, dass die eingereichte schriftliche Fassung der auf dem beigefügten Medium gespeicherten Fassung entspricht.

Magdeburg, den 12.12.2016

---

(Sandra Ziehe)