

Insektizide Stoffe im Gewässermonitoring



Insektizide Stoffe
im Gewässermonitoring
Aufbereitung von Datengrundlagen

Endbericht, 14.11.2018

Silke Claßen, Susanne Henn, Stephanie Peeters
giac
Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V.
an der RWTH Aachen

Inhalt

1	Hintergrund und Zielsetzung	7
1.1	Ausgangssituation.....	7
1.2	Fragestellungen	8
2	Datengrundlage	9
2.1	Makrozoobenthos	12
2.2	Insektizide.....	13
2.3	Weitere Einflussgrößen.....	16
3	Bearbeitung der Daten zum Makrozoobenthos.....	17
3.1	Ökologischer Zustand	17
3.2	Spear _{Pesticide}	19
3.2.1	Aktueller Zustand	22
3.2.2	Einfluss erhöhter Nährstoffkonzentrationen	24
4	Bearbeitung der Insektizid-Daten.....	25
4.1	Darstellung der Belastungssituation.....	25
4.1.1	Abgleich mit ökotoxikologischen Qualitätskriterien (RAK und UQN).....	25
4.1.2	Abschätzung der Gesamtoxizität (TU)	30
4.2	Ermittlung von Hot-Spots auf Basis der gemessenen Insektizidbelastung	34
4.2.1	Gesamtoxizität in den OWK Kategorien.....	37
4.2.2	Gewässerumfeld in den OWK Kategorien	38
4.2.3	Vergleich unbelastete und prioritäre Messstellen	40
5	Zusammenhang von Insektizidbelastung und Spear _{Pesticide}	41
6	Abschließende Beurteilung	46
6.1	Beantwortung der explizit formulierten Fragen	46
6.2	Ausblick	48
Anhang		
	Darstellung der Insektizidbelastung in den Teil-Untersuchungszeiträumen 2009 – 2014 und 2015 - 2017	49
	Prioritäre Messstellen mit Auflistung der Gütekriterien-Überschreitungen.....	51
	Literaturverzeichnis.....	55

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Verteilung der Messstellen.....	10
Abbildung 2:	Anteil der MKZ an den Gewässertypen nach Briem (2003) für den Untersuchungszeitraum (2009 – 2017).	12
Abbildung 3:	Anzahl positiver Nachweise der untersuchten Insektizide im Gesamtzeitraum (2009 – 2017)	15
Abbildung 4:	Ökologischer Gesamtzustand der einzelnen MKZ im Untersuchungszeitraum (2009 – 2017) aufgeteilt nach Gewässertyp und NWB/HMWB	18
Abbildung 5:	Ökologischer Zustand der Module „Allgemeine Degradation“ und „Saprobie“ der einzelnen MKZ im Untersuchungszeitraum (2009 – 2017) aufgeteilt nach Gewässertyp und NWB/HMWB.....	18
Abbildung 6:	Vergleich der Ergebnisse des Spear _{Pesticide} berechnet mit dem Spear Calculator und Perloides	20
Abbildung 7:	Vergleich der Ergebnisse des Spear _{Pesticide} (Spear Calculator) und weiteren biologischen Maßzahlen	21
Abbildung 8:	Zusammenhang zwischen dem Anteil der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen und den Ergebnissen des Saprobien Index.....	22
Abbildung 9:	Verteilung der Ergebnisse des Spear _{Pesticide} basierend auf der jeweils aktuellsten Makrozoobenthosuntersuchung für jeden OWK	23
Abbildung 10:	Verteilung der Anteile Flächennutzung im E-EZG in den Güteklassen nach Spear basierend auf der jeweils aktuellsten Makrozoobenthosuntersuchung für den zugehörigen OWK	24
Abbildung 11:	Vergleich der gemessenen Pestizidkonzentrationen mit den ökotoxikologischen Qualitätskriterien RAK, UQN und GW TrinkwV.....	26
Abbildung 12:	Zusammenhang zwischen Flächennutzung im Umland und Nachweisen von DEET und Azoxystrobin	29
Abbildung 13:	Verteilung der Anzahl der Insektizide je Einzelmessung.....	30
Abbildung 14:	EC ₅₀ -Werte für <i>Daphnia magna</i> der im Projekt relevanten Pestizide.....	31
Abbildung 15:	Verteilung der Kategorien der Insektizidbelastung für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017.....	35
Abbildung 16:	Verteilung der als prioritär eingestuften Messstellen.	36
Abbildung 17:	Berechnete Gesamtoxizität in den OWK Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 - 2017.	37
Abbildung 18:	Verteilung der Anteile Flächennutzung in den E-EZG anhand der Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017	38
Abbildung 19:	Spear _{Pesticide} in den Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017.....	41
Abbildung 20:	EPT% (HK) in den Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017.	42
Abbildung 21:	Vergleich der Ergebnisse der Mittelwerte Spear _{Pesticide} (Spear Calculator) und dem EPT % (HK) für jede OWK.....	44
Abbildung 22:	Verteilung der Kategorien der Insektizidbelastung für den Teiluntersuchungszeitraum 2009 – 2014.	49
Abbildung 23:	Verteilung der Kategorien der Insektizidbelastung für den Teiluntersuchungszeitraum 2015 – 2017.	50
Abbildung 24:	Berechnete Gesamtoxizität in den OWK Belastungskategorien für die Teiluntersuchungszeiträume 2009 – 2014 und 2015 – 2017.	50

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Liste der in die Untersuchung einbezogenen Insektizide.....	13
Tabelle 2:	Weitere Belastungsgrößen	16
Tabelle 3:	Pearson Korrelationskoeffizienten ausgewählter Einflussgrößen und den biologischen Maßzahlen Spear _{Pesticide} und Saprobien Index.....	24
Tabelle 4:	Häufigkeit der Überschreitungen der Qualitätskriterien RAK, UQN und GW TrinkwV im vorliegenden Datensatz.....	27
Tabelle 5:	RQ der Insektizide mit Einzelnachweisen > 10.....	28
Tabelle 6:	Zusammenstellung der EC ₅₀ -Werte (µg/L) für die im Projekt relevanten Insektizide	32
Tabelle 7:	Größe der Gesamt-EZG [km ²] für jeden OWK anhand der Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017	39
Tabelle 8:	Charakterisierung der Messstellen mit Einstufung in die OWK Bewertungs-Kategorien unbelastet und prioritär.....	40
Tabelle 9:	Vergleich der Einstufung in OWK-Belastungskategorie und Ergebnisse Spear _{Pesticide} für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017	43
Tabelle 10:	Pearson Korrelationskoeffizienten ausgewählter Maßzahlen der Gewässerstrukturgüte und den biologischen Maßzahlen Spear _{Pesticide} , EPT % (HK) und Saprobien Index für die OWK der Belastungskategorie kontinuierlich belastet.	44
Tabelle 11:	OWK_ID der kontinuierlich belasteten OWK mit gleichzeitiger Spearklasse mäßig, unbefriedigend und schlecht	46
Tabelle 12:	Liste der als prioritär eingestuften Messstellen	51

Abkürzungsverzeichnis

BG	Bestimmungsgrenze
BSB5	biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
EG-WRRL	EG Wasserrahmenrichtlinie
EPT-Taxa	Taxa der Gruppen Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen)
EZG	Einzugsgebiet
E-EZG	Eigen-Einzugsgebiet
GSG	Gewässerstrukturgüte
GW	Grenzwert
HK	Häufigkeitsklasse
JahresMax	maximale gemessene Konzentration eines Jahres
JahresMW	Mittelwert der gemessene Konzentration eines Jahres
JD-UQN	zulässiger Jahresdurchschnittswert der Umweltqualitätsnorm
MKZ	Messstelle
MKZ_B	Messstelle für das Makrozoobenthos
MKZ_I	Messstelle für Insektizide
MKZ_N	Messstelle für Nährstoffe und physiko-chemische Kenngrößen
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
oh	oberhalb
OWK	Oberflächenwasserkörper
PSM	Pflanzenschutzmittel
RAK	regulatorisch akzeptable Konzentration
RQ	Risikoquotient
RQ _{Max}	maximaler Risikoquotient
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TU	Toxic Unit
TU _{Sum}	Summe der TU aller in zu einem Datum an einer MKZ_I nachgewiesenen Insektizide
UQN	Umweltqualitätsnorm
ZHK-UQN	zulässige Höchstkonzentration der Umweltqualitätsnorm

1 Hintergrund und Zielsetzung

1.1 Ausgangssituation

Im Bundesland Sachsen weisen gemäß der Bewertung für die Bewirtschaftungspläne 2015 nach EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) rund 97 Prozent der Fließgewässerwasserkörper noch nicht den guten ökologischen Zustand oder das gute ökologische Potential auf. Insbesondere bei kleineren Oberflächenwasserkörpern in stark landwirtschaftlich genutzten Gebieten stellen hierbei kurzzeitig auftretende, zu hohe Einträge von Insektiziden in die Gewässer eine der möglichen Ursachen dar. Diese können das Makrozoobenthos nachhaltig schädigen und führen damit zu einer Veränderung in der Zusammensetzung der im Gewässer etablierten Lebensgemeinschaft. Um diesen Zusammenhang genauer zu untersuchen, wurde das Forschungsinstitut gaiac mit der Auswertung der biologischen und chemischen Daten des Sächsischen Landesmessprogramms der Jahre 2009 – 2017 beauftragt. Hierbei handelt es sich um Untersuchungen des Makrozoobenthos sowie Messungen von Insektiziden, die im Routine-messprogramm erfasst werden. Es soll untersucht werden, ob der vorliegende Datensatz eindeutige Hinweise für eine Belastung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos durch Insektizide liefern kann. Zusätzlich werden noch ausgewählte physiko-chemische Parameter sowie Daten zur Landnutzung im Einzugsgebiet herangezogen.

Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos in Fließgewässern ist gut geeignet, um eine potentiell vorliegende Belastung über einen längeren Zeitraum integrierend nachzuweisen. Allerdings reagiert das Makrozoobenthos in seiner Artenzusammensetzung auf eine Vielzahl von sich zum Teil überlagernden Belastungen, wie morphologische und hydrologische Veränderungen der Gewässerstruktur, erhöhte Saprobie und Nährstoffkonzentrationen oder auch auf Einleitungen von Chemikalien (z.B. Pestizide, Pharmaka). Das Bewertungsprogramm ASTERICS (<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>) versucht mit seinem modular aufgebauten Bewertungssystem Periodes Hinweise für die unterschiedlichen Belastungsquellen zu identifizieren und wird zur routinemäßigen Bewertung von Fließgewässern nach den Vorgaben der EG-WRRL in Deutschland genutzt. Darüber hinaus wurde, als Maß für den Einfluss von insektizider Wirkung auf Gewässerorganismen, der Spear-Index (Species At Risk) entwickelt (Liess & von der Ohe 2005).

Im vorliegenden Untersuchungsgebiet ist jedoch nicht von monokausalen Belastungssituationen an den einzelnen Untersuchungsstrecken auszugehen. Vielmehr ist die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos einer Vielzahl von Beeinträchtigungen ausgesetzt und es soll daher untersucht werden, wie gut die Bewertungsergebnisse des Spear-Index die tatsächlich gemessene Belastung durch Insektizide im vorliegenden Datensatz wieder spiegelt.

1.2 Fragestellungen

Folgende, in der Leistungsbeschreibung explizit formulierte Fragestellungen, werden im Rahmen des Vorhabens bearbeitet:

- Identifikation von Hot-Spots der Insektizidbelastung in Sachsen. Die Hot-Spots werden anschließend sowohl geographisch, in Bezug auf die Landnutzung als auch in Bezug auf die Größe des Einzugsgebietes analysiert.
- An welchen Wasserkörpern kann eine mit dem Spear-Index indizierte Insektizidbelastung durch chemische Messungen bestätigt werden?
- Reagiert der Spear-Index an allen Wasserkörpern, für die im chemischen Routine Monitoring eine Insektizidbelastung festgestellt wurde?
- Gibt es einen Zusammenhang zwischen einer Belastungsanzeige im Spear-Index und den Spitzenwerten der Insektizid Nachweise?
- Kommt es zu offensichtlich falschen Belastungsanzeigen durch den Spear-Index?
- Ist der SPEAR-Index ein geeignetes Instrument für die Ermittlung von Insektizidbelastungen aus den routinemäßig erhobenen Daten des Landesmessprogramms? Wo liegen Vorteile und Grenzen des Verfahrens?

2 Datengrundlage

Zur Bearbeitung der geforderten Fragestellungen wurden verschiedene Daten vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt oder sind frei verfügbar. Hierbei handelt es sich um:

1. Artenlisten der standardisierten Erhebung von Makrozoobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL aus den Jahren 2009 – 2017 an insgesamt 649 Messstellen (MKZ) aus 615 Oberflächenwasserkörper (OWK). Ergebnisse des operativen Monitorings zu Ermittlung des ökologischen Gewässerzustands.
Die Untersuchungen des Makrozoobenthos erfolgt in insgesamt 616 OWK. Im den vorliegenden Auswertungen wurden die OWK Pleiße-4a und Pleiße-4b jedoch gemeinsam als Pleiße-4 bearbeitet, so dass im Weiteren insgesamt 615 OWK aufgeführt sind.
2. Konzentrations-Messungen ausgewählter Insektizide aus den Jahren 2009 – 2017 (Einzelmessungen von insgesamt 45 Parameter an 633 MKZ aus 615 OWK)). Ergebnisse des operativen Monitorings zu Ermittlung des chemischen Gewässerzustands.
Bei denen in der vorliegenden Auswertung berücksichtigten Wirkstoffen handelt es sich um eine vom Auftraggeber zusammengestellt Liste relevanter Substanzen mit insektizider Wirkung. Obwohl diese nicht alle als Insektizide eingesetzt werden, wird im Laufe der weiteren Auswertung vereinfacht der Begriff „Insektizide“ genutzt.
3. Konzentrations-Messungen verschiedener Nährstoffe und weiterer physiko-chemischer Messgrößen aus den Jahren 2009 – 2017. Ergebnisse des operativen Monitorings zu Ermittlung des chemischen Gewässerzustands.
4. Gewässernetz Sachsen als shape-files, Datenstand 15.06.2017
5. Messstellen Oberflächenwasserbeschaffenheit als shape-files („OW_Beschaffenheit_Sachsen_WWRL_MST“), Datenstand 01.09.2015
6. Oberflächenwasserkörper innerhalb der Wasserrahmenrichtlinien (WRRL)-Raumeinheiten: shape-files zu Planungseinheiten („GWK_Gesamt“, Download vom 30.08.2018), Einzugsgebieten der OWK, („OWK_EZG“) sowie Linien der Fließgewässer („OWK_Linie“, Downloads von 28.04.2018)
7. Landnutzung bzw. Hauptnutzungsform der OWK2015 abgefragt im STOFFBILANZ Viewer (<http://viewer.stoffbilanz.de/sachsen/>) Download Juli 2018
8. Fließgewässerstruktur Sachsen als shape-file („FLIESSGEWAESSERSTRUKTUR_2016_IN_7_STUFEN“), Stand 2016

Um die verschiedenen Daten zum Makrozoobenthos und den chemischen Messungen der Insektizide und Nährstoffe miteinander zu verschneiden, wurde als gemeinsame Bezugsgröße der vom LfULG jeweils definierte Oberflächenwasserkörper (OWK) festgelegt. Hierbei handelt es sich um homogene Abschnitte der Gewässer von im Mittel 11,6 km Länge und einheitlichem Gewässertyp, deren Zustände genau beschrieben werden können. Außerdem wurde bei der Abgrenzung der OWK soweit möglich darauf geachtet, wesentliche Veränderungen physikalischer, chemischer und biologischer Eigenschaften zu vermeiden. Auch ein Wechsel zwischen natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Gewässerabschnitten wurde berücksichtigt (LfLUG 2015).

Innerhalb eines OWK liegt jeweils eine Messstelle (bei verlegten MKZ zwei) für das Makrozoobenthos (MKZ_B) und die Insektizide (MKZ_I) sowie eine Messstelle für die Nährstoffe (MKZ_N). Sofern die chemischen Messungen an der gleichen Messstelle vorgenommen wurden wie die Untersuchungen zum Makrozoobenthos entspricht diese MKZ_I bzw. MKZ_N der MKZ_B. Die Abfrage gemeinsamer Messstellen für ein Untersuchungs-jahr ergab eine Übereinstimmung von 445 Paarungen mit MKZ_I = MKZ_B (54 %). Aufnahmen des Makrozoobenthos und die Messungen der Insektizide eines Jahres wurden hier an der gleichen MKZ durchgeführt. In allen anderen Fällen liegen getrennte MKZ vor (Abbildung 1). Bei der Verschneidung der Daten wurde im Weiteren nicht differenziert, ob

sich die MKZ_B oberhalb oder unterhalb der MKZ_N oder MKZ_I befindet. Für alle Stellen gilt damit die Annahme der repräsentativen Messstelle für den gesamten Oberflächenwasserkörper.

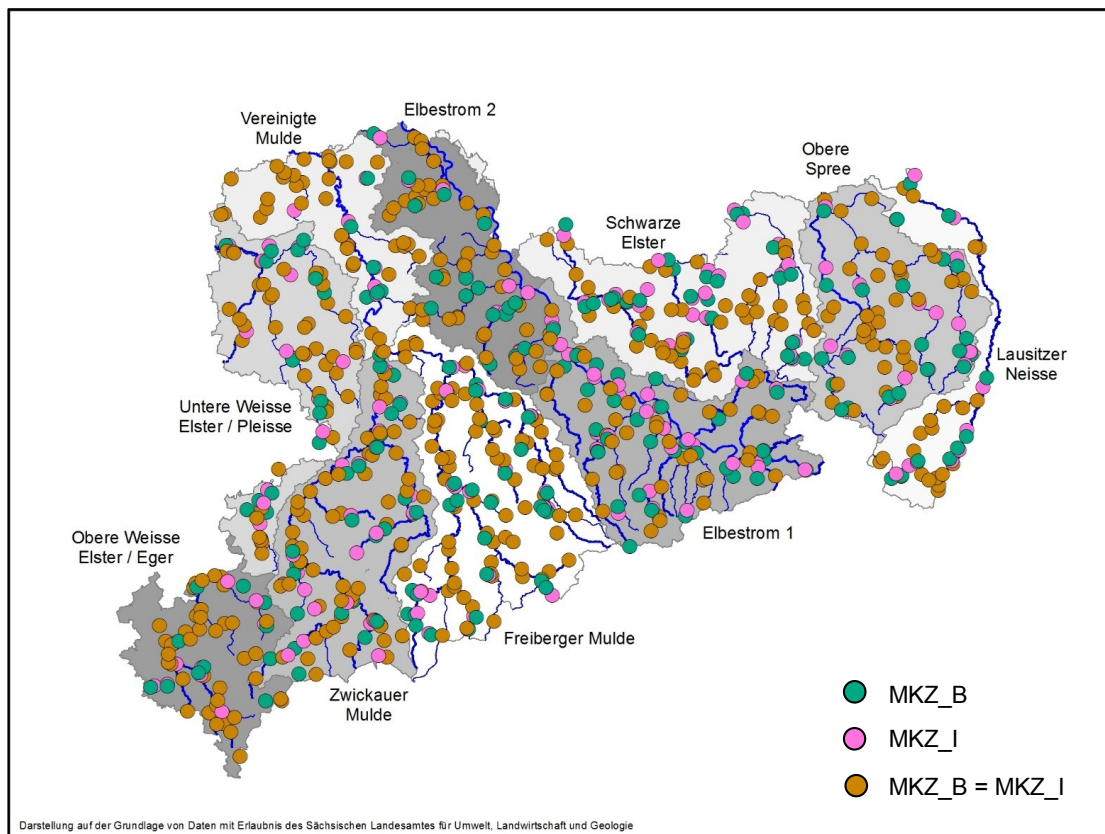


Abbildung 1: Verteilung der Messstellen

Zur Beantwortung der zentralen Fragestellungen des Vorhabens wird der Zusammenhang zwischen den Ergebnissen der Makrozoobenthos Untersuchungen und den Insektizid Messungen analysiert. Hierbei werden stets Daten miteinander verglichen, die im gleichen Jahr erhoben worden sind. Dabei ist zu beachten, dass die Messstellen im operativen Monitoring unterschiedlich häufig untersucht werden. Die Überwachungsfrequenzen und -intervalle richten sich dabei nach der Priorisierung der Messstellen, so dass für das chemische Monitoring je nach Messstelle Daten für vier bis neun Zeitpunkten im Jahr vorliegen. Die Häufigkeit der Messjahre im Untersuchungszeitraum unterscheidet sich deutlich zwischen den einzelnen OWK. An rund 30% der OWK wurden im Untersuchungszeitraum 2009 – 2017 in drei Jahren Messungen der Insektizide durchgeführt. Für 11% der Messstellen liegen Daten für sieben und mehr Jahre und für 26% nur für ein bis zwei Jahre vor.

Die einzelnen Messungen der Insektizide sind als Stichprobenmessung zu einem Zeitpunkt durchgeführt, so dass tatsächlich im Gewässer auftretende Maximalkonzentrationen wie sie z.B. nach einem Regenereignis auftreten können, nur selten abgebildet werden. Die tatsächliche Belastungssituation in den Gewässern wird daher eher unterschätzt und reale Kurzzeitbelastungen werden kaum erfasst (Stehle et al. 2013). Es ist daher mehr als wahrscheinlich, dass auch bei den folgenden Auswertungen deutlich niedrigere Insektizid-Konzentrationen angenommen werden, als tatsächlich auftreten und biologisch wirksam sind.

Die Untersuchung des Makrozoobenthos erfolgt einmal jährlich in je nach OWK unterschiedlichen Intervallen. Hier liegen für die einzelnen Gewässerabschnitte Daten für ein Untersuchungsjahr (9%) bis hin zu fünf bis neun Untersuchungsjahren (5%) vor. An den meisten OWK (58%) wurden im Untersuchungszeitraum 2009 – 2017 in drei oder vier Jahren Aufnahmen des Makrozoobenthos durchgeführt.

Bei den Daten zur Flächennutzung und der Strukturgüte handelt es sich um die jeweils aktuellsten Informationen für jeden OWK. Die Größe des Gesamteinzugsgebietes für jede MKZ wurde auf Basis der Eigeneinzugsgebiets-Größen näherungsweise berechnet, indem für jede Messstelle die Flächen der Eigeneinzugsgebiete (E-EZG) im Gewässeroberlauf zu der Fläche des E-EZG der jeweiligen Messstelle addiert wurden. Dazu wurden mittels eines GIS- Projektes, OWK Linien, die geforderten Messstellen und die OWK-Einzugsgebiete dargestellt und durch händische Abfragen alle entsprechenden E-EZG abgelesen. Anschließend wurden die Landnutzungsdaten für jedes Gesamt-EZG summiert und daraus die Gesamtflächengröße erstellt. Es wurden allerdings nur die Gewässerkörper Sachsens berücksichtigt. Eine Einzugsgebietserweiterung über die Landesgrenzen hinaus erfolgte nicht, so dass für einige größere Flüsse die Gesamt-EZG-Größen unterschätzt sind.

Im den folgenden Auswertungen wird auch weiterhin zwischen dem E-EZG als EZG für jeden einzelnen OWK und dem Gesamt-EZG einer Messstelle als Summe aller E-EZG oberhalb unterschieden.

Die Erfassung der Daten zur Gewässerstrukturgüte im Bereich der jeweiligen biologischen Messstellen erfolgte mittels GIS Anwendung durch Verschneiden der Linien-Shape zur Fließgewässerstruktur (aufgeteilt in 100 m Abschnitten bzw. 500 oder 1000 m Abschnitte für Elbe) mit der Punktshape der MZK_B.

2.1 Makrozoobenthos

Für das Makrozoobenthos standen insgesamt 1782 Aufnahmen aus den Jahren von 2009 bis 2017 zur Verfügung. Diese Makrozoobenthos-Aufnahmen erfolgten in 615 Oberflächenwasserkörpern (OWK) an insgesamt 649 verschiedenen Messstellen (MKZ). In 34 OWK wurde die Messstelle im Untersuchungszeitraum verlegt, so dass hier 2 MKZ vorliegen.

Den deutlich größten Anteil der untersuchten OWK machen die Bäche und Flüsse des Mittelgebirges aus, wobei die grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbäche (Typ 05) innerhalb dieser Typengruppe am häufigsten vertreten sind und mit fast 50 % auch insgesamt den größten Anteil innerhalb der hier untersuchten Oberflächenwasser darstellen. Bei den Bächen und Flüssen des Tieflandes sind die sandgeprägten Tieflandbäche (Typ 14) besonders häufig vertreten (Abbildung 2).

130 der insgesamt 615 Oberflächenwasserkörper lassen sich als "highly modified water bodies" (HMWB) und 5 Oberflächenwasserkörper als artifiziell einstufen. Der relative Anteil der HMWB- und der artifiziellen Oberflächenwasserkörper an den unterschiedlichen Gewässertypen ist dabei annähernd konstant (Abbildung 2).

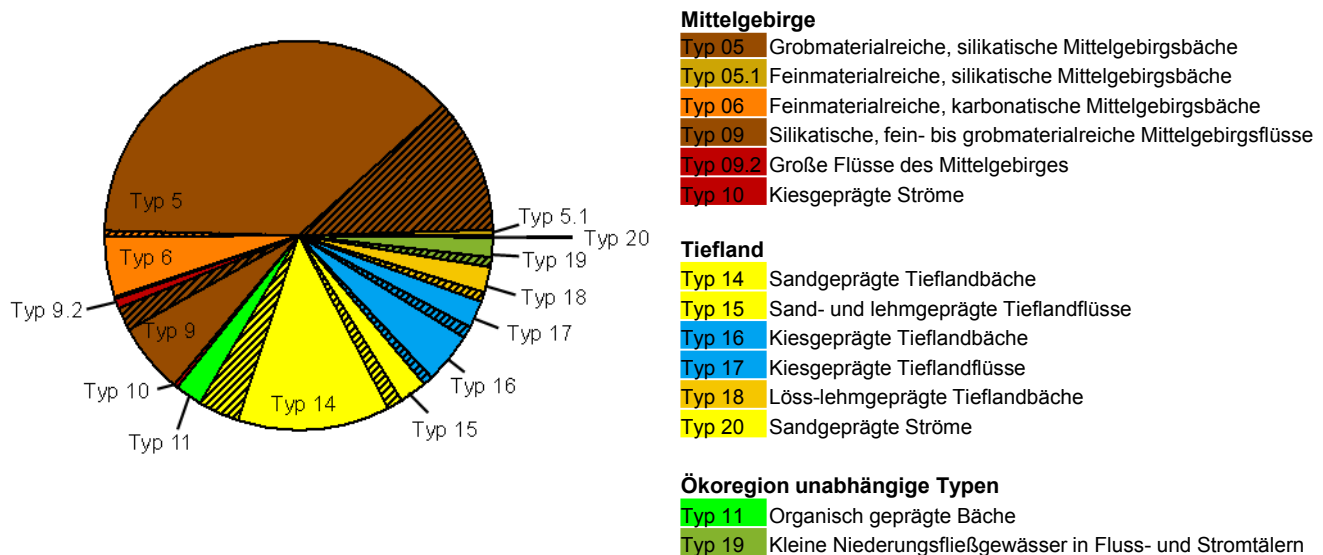


Abbildung 2: Anteil der MKZ an den Gewässertypen nach Briem (2003) für den Untersuchungszeitraum (2009 – 2017). Schraffiert = Anteil der HMWB-Gewässer je Gewässertyp

2.2 Insektizide

Zur Darstellung der Insektizidbelastung der einzelnen Wasserkörper wurden die im Routine Monitoring 2009 - 2017 gemessenen Konzentrationen ausgewählter Substanzen mit insektizider Wirkung herangezogen. In Tabelle 1 sind die im Vorfeld der Auswertung vom Auftraggeber festgelegten Substanzen mit den jeweilige Umweltqualitätsnormen (UQN) und regulatorisch akzeptablen Konzentrationen (RAK) aufgelistet. Beide Kennwerte werden zur weiteren Auswertung genutzt und wurden in den entsprechenden Quellen aktuell recherchiert. Für Stoffe ohne Festlegung einer eigenen RAK oder UQN gilt, sofern erforderlich, der Grenzwert von 100 ng/L für Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und Biozidprodukt-Wirkstoffe aus der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001, Anlage 2). Die Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre und flussgebietsrelevante Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (PSM) in Oberflächengewässern sind in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016, Anlagen 6 und 8) festgelegt und damit gesetzlich verankert. Die Angaben zur RAK stammen aus der vom Umweltbundesamt veröffentlichten Liste der regulatorisch akzeptablen Konzentrationen für ausgewählte Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (UBA-RAK-Liste, Stand: 15.03.2017). Insgesamt liegen für 20 bzw. 14 der betrachteten Insektizide Angaben zur UQN oder der RAK vor (Tabelle 1).

Tabelle 1: Liste der in die Untersuchung einbezogenen Insektizide. PSM = in der Landwirtschaft eingesetztes Pflanzenschutzmittel, VM = Veterinärmedizinische Produkte

CAS Nr.	Substanz	Nutzung als	Zulassung ¹	RAK [ng/L]	ZHK-UQN [ng/L]	JD-UQN [ng/L]
135410-20-7	Acetamiprid	PSM, Insektizid, Biozid	PSM, Biozid	240		
2642-71-9	Azinphos-ethyl	PSM, Insektizid				10
86-50-0	Azinphos-methyl	Insektizid				10
131860-33-8	Azoxystrobin	PSM, Fungizid	PSM, Biozid	550		
82657-04-3	Bifenthrin	PSM, Insektizid, Biozid	Biozid	0.5		
1715-40-8	Bromocyclen	VM				
1563-66-2	Carbofuran	PSM, Insektizid				
470-90-6	Chlorfenvinphos	PSM, Insektizid			300	100
2921-88-2	Chlorpyrifos	PSM, Insektizid		0.45	100	30
5103-71-9	cis-Chlordan	PSM, Insektizid				
210880-92-5	Clothianidin	PSM, Insektizid	Biozid	7		
68085-85-8	Cyhalothrin	PSM, VM, Insektizid	PSM ²			
52315-07-8	Cypermethrin	PSM, Insektizid, Biozid	PSM, Biozid	1	0.6	0.08
134-62-3	DEET	Biozid	Biozid			
52918-63-5	Deltamethrin	PSM, VM, Insektizid, Biozid	PSM, Biozid	0.64		
8065-48-3	Demeton	Insektizid				
919-86-8	Demeton-S-methyl	Insektizid				
17040-19-6	Demeton-S-methylsulfon	Insektizid				
333-41-5	Diazinon	PSM, Insektizid, Biozid				10
62-73-7	Dichlorvos	PSM, Insektizid, Biozid			0.7	0.6
115-32-2	Dicofol	PSM, Insektizid				1.3

²In Deutschland: Zulassung der Isomere gamma- und lambda-Cyhalothrin als PSM

Tabelle 1 Fortführung

CAS Nr.	Substanz	Nutzung	Zulassung ¹	RAK [ng/L]	ZHK-UQN [ng/L]	JD-UQN [ng/L]
60-51-5	Dimethoat	PSM, Insektizid	PSM	4000	1000	70
298-04-4	Disulfoton	PSM, Insektizid				
534-52-1	DNOC	PSM, Insektizid				
80844-07-1	Ethofenprox	PSM, Insektizid, Biozid	PSM, Biozid	25		
38260-54-7	Etrimphos	PSM, Insektizid				4
122-14-5	Fenitrothion	Insektizid, Biozid				9
55-38-9	Fenthion	Insektizid				4
23560-59-0	Heptenophos	PSM, Insektizid				
138261-41-3	Imidacloprid	PSM, VM, Insektizid, Biozid	Biozid	9	100	2
121-75-5	Malathion	PSM, Insektizid, Biozid				20
2032-65-7	Methiocarb	PSM, Molluskizid	PSM	10		
72-43-5	Methoxychlor	Insektizid				
7786-34-7	Mevinphos	Insektizid				
1113-02-6	Omethoat	Insektizid			2000	4
50-29-3	p,p'-DDT	PSM, Insektizid				10
56-38-2	Parathion-ethyl	PSM, Insektizid				5
298-00-0	Parathion-methyl	Insektizid				20
14816-18-3	Phoxim	PSM, VM, Insektizid, Biozid				8
23103-98-2	Pirimicarb	PSM, Insektizid	PSM	90		90
114-26-1	Propoxur	PSM, VM, Insektizid, Biozid				
111988-49-9	Thiacloprid	PSM, Insektizid, Biozid	Biozid	4		
153719-23-4	Thiamethoxam	PSM, Insektizid	Biozid	43		
5103-74-2	trans-Chlordan	Insektizid				
52-68-6	Trichlorfon	PSM, VM, Insektizid, Biozid				

¹ PSM: aktuell zugelassenes Pflanzenschutzmittel laut online-Datenbank und Liste der Widerrufe des BVL, Stand 13.11.2018; Biozid: genehmigt gemäß Richtlinie 98/8/EG (Biozidprodukte-Richtlinie) und Verordnung (EU) Nr. 528/2012 (Biozidprodukte-Verordnung) – Quelle: ECHA online-Datenbank, Stand 13.11.2018

Für den Untersuchungszeitraum 2009 – 2017 stand ein Datensatz aus 298.771 Einzelmessungen (45 Parameter an 633 Messstellen – MKZ) zur Verfügung. In 18 der 615 OWK wurde die Messstelle im Untersuchungszeitraum verlegt, so dass hier zwei MKZ vorliegen.

Aus diesem Gesamtdatensatz wurden in einem ersten Schritt die positiven Substanznachweise extrahiert (gemessene Konzentration > Bestimmungsgrenze). Insgesamt wurden in den Jahren 2009 - 2017 an 591 Messstellen in 575 OWK 28 der ausgewählten 45 Insektizide nachgewiesen (Abbildung 3). Als Ergebnis lag damit bei 2,85% aller Messungen (8501 Einzelmessungen) ein positiver Nachweis vor. In 39 OWK wurde keine der in Tabelle 1 aufgeführten Substanzen gefunden.

Vor allem das als Repellent unter dem Handelsnamen Autan vermarktete Biozid DEET (Diethyltoluamid) macht mit rund 5.000 Einzelnachweisen mehr als die Hälfte aller positiven Nachweise im gesamten Untersuchungszeitraum aus. Außerdem sind die Insektizide Chlorpyrifos, p,p'-DDT, Clothianidin, DNOC (2-Methyl-4,6-dinitrophenol),

Imidacloprid und Dimethoat, sowie das Fungizid Azoxystrobin häufig nachgewiesen (jeweils > 100 Einzelnachweise, Abbildung 3). Für einige dieser Wirkstoffe besteht derzeit keine Zulassung als Pflanzenschutzmittel (Tabelle 1), so dass sie in der Landwirtschaft nicht mehr zum Einsatz kommen und damit auch nicht durch Regenereignisse in die Gewässer eingetragen werden. Einige dieser Insektizide sind jedoch weiterhin als Biozid (z.B. als Desinfektionsmittel, Holzschutzmittel, zur Schädlingsbekämpfung im häuslichen Umfeld) oder Veterinärpharmaka registriert und werden als solche verwendet. Nachweise dieser Substanzen müssen daher nicht ursprünglich aus der Landwirtschaft stammen. Eine weitere Quelle sind Rücklösungen aus belasteten Sedimenten (z.B. p,p-DDT).

Durch das auf die in Tabelle 1 gelisteten Insektizide eingegrenzte Spektrum an Substanzen soll gezielt der Frage nachgegangen werden, wo insektizide Effekte zu erwarten sind und inwieweit diese anhand der biologischen Untersuchungen nachgewiesen werden können.

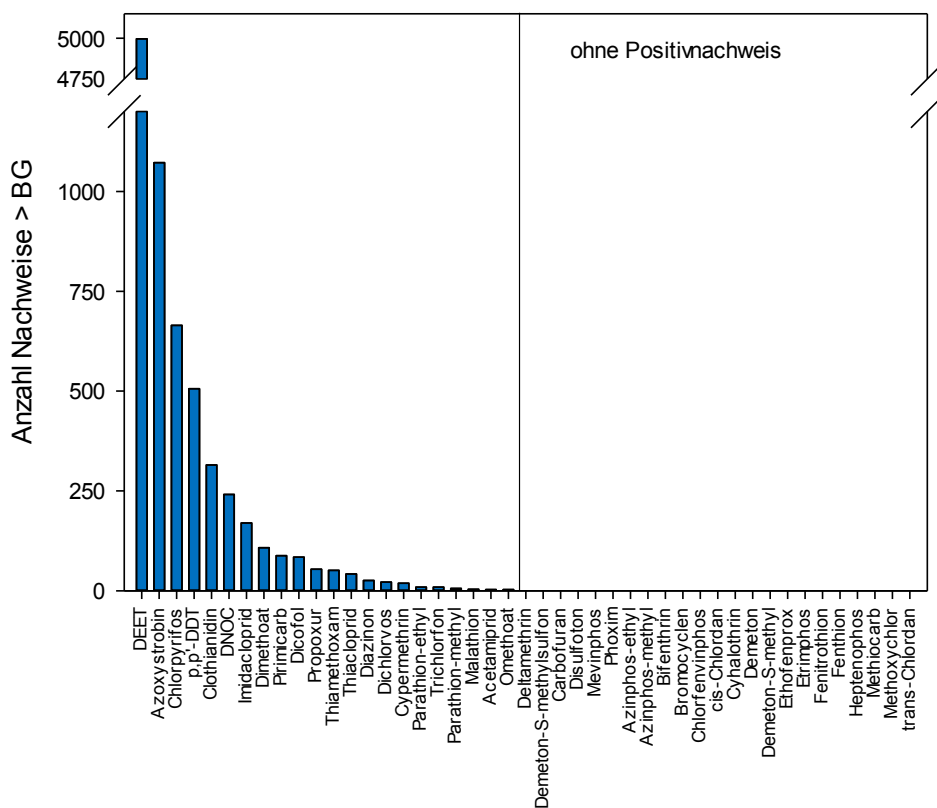


Abbildung 3: Anzahl positiver Nachweise der untersuchten Insektizide im Gesamtzeitraum (2009 – 2017)

2.3 Weitere Einflussgrößen

Neben dem Vorkommen von Insektiziden werden die Jahresmittelwerte ausgewählter Nährstoffe sowie die Gesamt-Einzugsgebietsgröße und Flächennutzungsanteile als weitere Belastungsgrößen in die Auswertung einbezogen (Tabelle 2). Zur Beurteilung der Nährstoffsituation einer MKZ wurden die Stickstofffraktionen Ammonium, Nitrit und Nitrat, der gesamt-Phosphor und ortho-Phosphatgehalt sowie der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) und der biologische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB₅) in die Auswertungen einbezogen. Die Einzelmessungen dieser Parameter wurden aus dem Gesamtdatensatz der gelieferten physiko-chemischen Messungen herausgefiltert und zur weiteren Bearbeitung in eine Projekt-Datenbank (Access) überführt. Hier erfolgte die Berechnung des Jahresmittels als arithmetischer Mittelwert sowie der Jahresmaxima für jeden Parameter und jede MKZ_N.

In Absprache mit dem Auftraggeber werden für die Größe der E-EZG und die Flächenanteile der Landnutzung Angaben zu den Hauptnutzungsform der OWK2015 aus dem STOFFBILANZ Viewer (<http://viewer.stoffbilanz.de/sachsen/>) verwendet. Die Größe und Landnutzungsanteile des gesamten Einzugsgebietes einer Messstelle wurde für jede MKZ_B als Summe aller E-EZG-Flächen oberhalb berechnet (siehe Kapitel 2 Datengrundlage).

Die Daten der Gewässerstrukturgüte (Gesamtergebnis, Kategorien Sohle, Ufer, Land und Hauptparameter) wurden so aufbereitet, dass sowohl die Daten für den Bereich um die jeweilige MKZ_B als auch %-Anteile der Güteklassen für die Gesamtstrecke des OWK für die weiteren Auswertungen zu Verfügung stehen. Die %-Anteile wurden dabei jeweils summarisch für die Güteklassen 1-3 (naturnah – mäßig beeinträchtigt), 4 (deutlich beeinträchtigt) und 5-7 (merklich – übermäßig geschädigt) bestimmt.

Außerdem wurde für jede MKZ_B der Habitatindex (Foerster et al. 2017) berechnet, sofern dazu ausreichend Daten vorlagen. Dieser Index verrechnet ausgewählte biologisch relevante Einzelparameter der Gewässerstrukturgütekartierung zu den Strömungsverhältnissen, der Sohle und der Uferbeschaffenheit (Beschattung) zur einem Indexwert und ist dazu geeignet im Vergleich mit den biologischen Ergebnissen, Zusammenhänge zwischen der Ausprägung Gewässerstruktur und der Zusammensetzung der Biozönose aufzuzeigen.

Tabelle 2: Weitere Belastungsgrößen

Parameter	Bezugsgröße
Stickstoff (Ammonium, Nitrat, Nitrit)	Jahresmittelwerte der Einzelmessungen
Phosphor (gesamt-Phosphor, ortho-Phosphat)	Jahresmittelwerte der Einzelmessungen
TOC, BSB ₅	Jahresmittelwerte der Einzelmessungen
Größe Gesamt-Einzugsgebiet	km ²
Flächennutzung (Acker, Grünland, Wald, Siedlung, Sonstiges)	%-Anteile im E-EZG, %-Anteile im Gesamt-EZG
Gewässerstrukturgüte an MKZ_B	Klassen der Hauptparameter, der Bereiche (Sohle, Ufer, Land) und der Gesamtbewertung
Gewässerstrukturgüte im E-EZG	%-Anteile der Güteklassen der Hauptparameter, der Bereiche (Sohle, Ufer, Land) und der Gesamtbewertung im E-EZG
Habitatindex	Indexwert an MKZ_B

3 Bearbeitung der Daten zum Makrozoobenthos

3.1 Ökologischer Zustand

Die Bearbeitung der Makrozoobenthos-Daten erfolgte mit dem ökologischen Bewertungsverfahren "Perlodes" (ASTERICS Version 4.04). Das Bewertungssystem Perlodes ist modular aufgebaut und in der Lage eine stressoren- und leitbildbezogene Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässers nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie vorzunehmen (Meier et al. 2006). Dabei werden aus den vorhandenen Taxalisten gewässertypspezifische "Metrics" berechnet, welche im nächsten Schritt zu den Modulen Saprobie, Allgemeine Degradation und Versauerung (nur bei versauerungsgefährdeten Gewässertypen relevant) zusammengefasst werden. Das Modul Saprobie erfasst die Auswirkungen organischer Verschmutzungen auf ein Gewässer und wird mit Hilfe des Deutschen Saprobienindex nach DIN 38 410 berechnet. Das Modul Allgemeine Degradation ist als multimetrischer Index aus gewässertypspezifischen Einzelindices ("Core-Metrics") aufgebaut und spiegelt den Einfluss unterschiedlicher Stressoren, wie der Degradation der Gewässermorphologie, der Landnutzung im Einzugsgebiet sowie den Einfluss

des Eintrags von Pestiziden und hormonäquivalenten Stoffen, wider (Meier et al. 2006). Die Auswahl der relevanten "Core Metrics" für das Modul Allgemeine Degradation unterscheidet sich je nach Gewässertyp, wobei der Deutsche Faunaindex als Maß für die Auswirkungen struktureller Degradation mit einer Gewichtung von 50% immer in die Bewertung miteinbezogen wird. Einen weiteren wichtigen "Core-Metric" im Modul Allgemeine Degradation stellt der relative Anteil an EPT (Ephemeroptera-, Plecoptera-, Trichoptera) – Taxa an der Gesamtindividuenzahl dar, welcher auf ein Artendefizit innerhalb dieser Organismengruppen reagiert und darüber Rückschlüsse auf die Struktur- und Habitatvielfalt eines Gewässers zulässt. Die ökologische Gesamtbewertung des Gewässers ergibt sich abschließend aus den Qualitätsklassen der Einzelmodule, wobei das Modul mit der schlechtesten Einstufung die ökologische Gesamtzustandsklasse für den untersuchten Gewässerabschnitt bestimmt (Prinzip des "worst case").

Darüber hinaus kann mit dem Bewertungssystem Perlodes auch eine Bewertung von "erheblich veränderten Wasserkörpern" (HMWB) vorgenommen werden. Die Einstufung als HMWB erfolgt dabei für alle Wasserkörper, bei denen die erforderlichen Maßnahmen zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes zu signifikanten Beeinträchtigungen der anthropogenen Nutzung führen würden. Im Falle der HMWB wird die Gesamtbewertung des Gewässerabschnitts nicht als ökologische Zustandsklasse, sondern als ökologisches Potential angegeben.

Im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung wurden mit der Software ASTERICS (Version 4.04) für alle 1782 Makrozoobenthos-Datensätze die Module Saprobie und Allgemeine Degradation sowie die ökologische Zustandsklasse / das ökologische Potential einheitlich berechnet. Die für die Perlodes-Berechnungen notwendige Einstellung der Gewässertypen und der HMWB-Fallgruppen wurde dabei nach den Angaben des LfULG vorgenommen. Die Ergebnisse aller Berechnungen wurden zusammen in eine Projekt-Datenbank (Access) überführt und im Hinblick auf die Fragestellung weiter ausgewertet.

Bei Betrachtung der ökologischen Gesamtzustandsklassen der untersuchten Gewässerabschnitte wird deutlich, dass die Güteklassen (von sehr gut bis schlecht) in allen vorkommenden Gewässertypen eine ähnliche Verteilung aufweisen. Der überwiegende Anteil der untersuchten Gewässerabschnitte befindet sich in einem guten bis unbefriedigenden ökologischen Gesamtzustand. Ein sehr guter ökologischer Gesamtzustand konnte nur vereinzelt nachgewiesen werden (Abbildung 4).

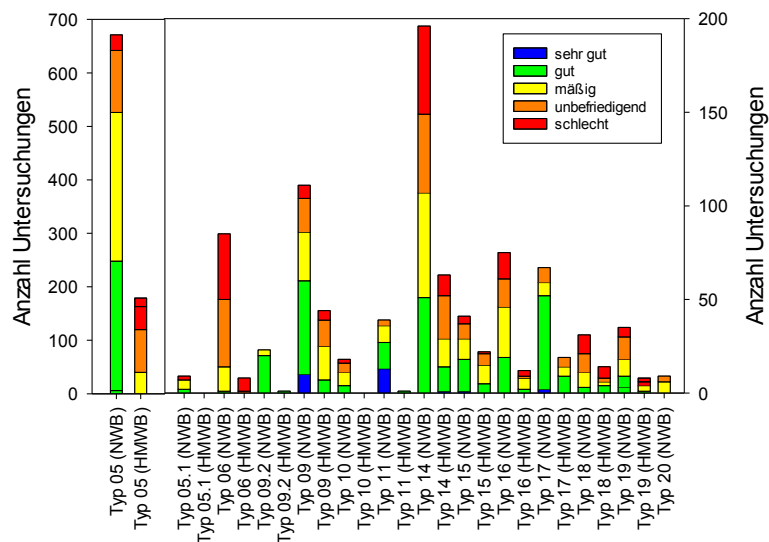


Abbildung 4: Ökologischer Gesamtzustand der einzelnen MKZ im Untersuchungszeitraum (2009 – 2017) aufgeteilt nach Gewässertyp und NWB/HMWB

Ein Vergleich der für die Gesamtbewertung relevanten Module "Allgemeine Degradation" (Abbildung 5 A) und "Saprobie" (Abbildung 5 B) zeigt ebenfalls eine gleichmäßige Verteilung der Güteklassen in den untersuchten Gewässertypen. Darüber hinaus wird deutlich, dass der saprobielle Zustand der untersuchten Gewässerabschnitte in allen Gewässertypen als gut bis vereinzelt mäßig einzustufen ist. Im Vergleich dazu weist das Modul Allgemeine Degradation für alle Gewässertypen Güteklassen zwischen gut, überwiegend mäßig und schlecht auf. Da die ökologische Bewertung des Perloides-Verfahrens nach dem "worst-case-Prinzip" erfolgt, ist somit nicht die organische Verschmutzung, sondern der Zustand der allgemeinen Gewässerdegradation ausschlaggebend für die ökologischen Zustandsklassen der untersuchten Gewässerabschnitte und deren Verteilung in den vorhandenen Gewässertypen.

A) Allgemeine Degradation

B) Saprobie

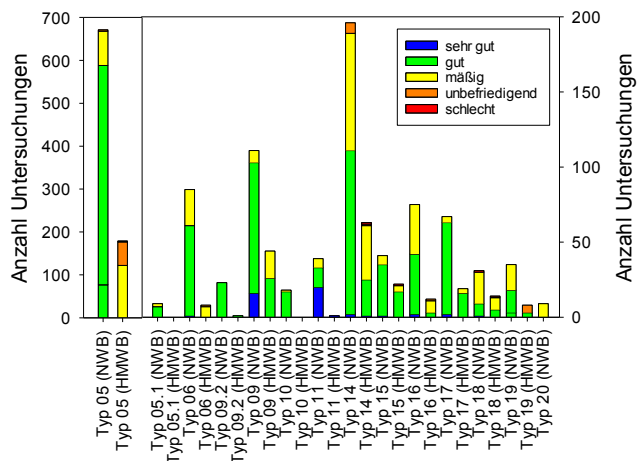
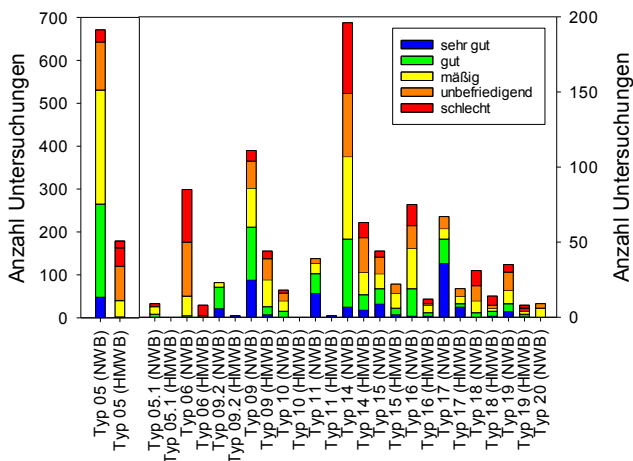


Abbildung 5: Ökologischer Zustand der Module „Allgemeine Degradation“ (A) und „Saprobie“ (B) der einzelnen MKZ im Untersuchungszeitraum (2009 – 2017) aufgeteilt nach Gewässertyp und NWB/HMWB

3.2 Spear_{Pesticide}

Die Anwesenheit von Schadstoffen beeinflusst die Artenzusammensetzung die an einem Gewässerabschnitt vorgefunden werden kann. Dabei sind umso weniger sensitive Arten vorhanden, je höher die Belastung ist. Im Spear-Index wird dieser Zusammenhang genutzt, um mittels eines biologischen Indikationssystems einen Nachweis toxischer Beeinträchtigungen durch Schadstoffe auf Basis des Makrozoobenthos zu erhalten (Liess & von der Ohe 2005). Der Spear-Index basiert dabei auf autökologischen Eigenschaften zur Physiologie, dem Lebenszyklus und Verhalten der einzelnen Arten und einer daraus resultierenden Einstufung in sensitive und weniger sensitive Arten. So gelten z.B. Arten mit einer Generationszeit von mehr als einem halben Jahr als empfindlich, da sie sich nur langsam erholen können. Andererseits werden Arten, die das Larvenstadium vor Mai, also der Hauptausbringungszeit der Insektizide, abgeschlossen haben und aus dem Gewässer emigriert sind, als unempfindlicher eingestuft, da sie den Schadstoffen mit einer geringeren Wahrscheinlichkeit ausgesetzt sind. Gleiches gilt für gute Migranten wie z. B. *Gammarus pulex*. Aus dem Verhältnis der Anzahl sensibler und weniger sensibler Individuen berechnet sich der SPEAR-Wert eines bestimmten Gewässerabschnittes nach folgender Formel:

$$SPEAR = \frac{\sum_{i=1}^n \log(xi + 1)y}{\sum_{i=1}^n \log(xi + 1)}$$

n = Anzahl der Taxa

xi = Abundanz Taxon i

y = 1 für empfindlich eingestufte Taxa

y = 0 für unempfindliche eingestufte Taxa

Entsprechend sollte das Verhältnis im Vorkommen als empfindlich bzw. als unempfindlich eingestufte Arten ein Bioindikator für die Intensität Belastung toxisch wirkender Substanzen wie z. B. Pflanzenschutzmitteln sein. Darüber hinaus erfolgt eine Berechnung der erwarteten Gesamttoxizität relativ zum LC₅₀ der Referenzart *Daphnia magna*, welche in Toxic Units (TU) ausgedrückt wird.

Im Rahmen der vorliegenden Auswertung wurde der Spear_{Pesticide} angewendet. Hierbei handelt es sich um einen auf landwirtschaftliche Pestizide mit gepulverter Anwendung optimierten SPEAR-Index für Fließgewässer. Zur Einstufung der Arten als empfindlich/unempfindlich werden für den Spear_{Pesticide} die physiologische Sensitivität gegenüber Pestiziden mit insektizider Wirkung, die Generationszeit, das Vorhandensein von aquatischen Stadien zum Zeitpunkt der Anwendung und die Fähigkeit zur Migration und Wiederbesiedlung herangezogen (Liess & von der Ohe 2005).

Die Berechnung des Spear_{Pesticide} erfolgte für alle vorliegenden Artenlisten sowohl mittels der Software ASTERICS als auch mit dem Spear Calculator (Version 2018.05) aus dem aktualisierten Bewertungstool Indicate. Auch die Ergebnisse dieser Berechnungen wurden in die Projekt-Datenbank (Access) überführt und im Hinblick auf die Fragestellung weiter ausgewertet.

Ein Vergleich beider Berechnungen zeigt, dass abhängig vom verwendeten Software-Tool abweichende Ergebnisse erzielt werden (Abbildung 6). Obwohl gleiche Artenlisten mit einem vermeintlich identischen Verfahren bearbeitet wurden, streuen die Ergebnisse stark und weichen zum Teil deutlich voneinander ab. Dabei sind die Berechnungen im Spear Calculator im Mittel niedriger und resultieren damit in einem im Mittel schlechteren Bewertungsergebnis als die mit Perlodes berechneten Werte (y = 37,774). Da es sich beim Spear Calculator um ein vom Entwickler des Index selbst veröffentlichtes und regelmäßig aktualisiertes Berechnungs-Tool handelt, wurde mit dem Auftraggeber entschieden dieses Programm und die damit berechneten Ergebnisse des Spear_{Pesticide} für die Auswertungen zu nutzen.

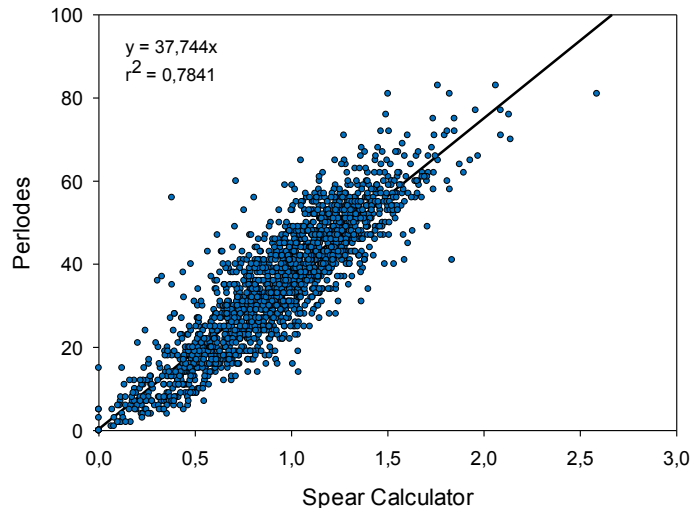


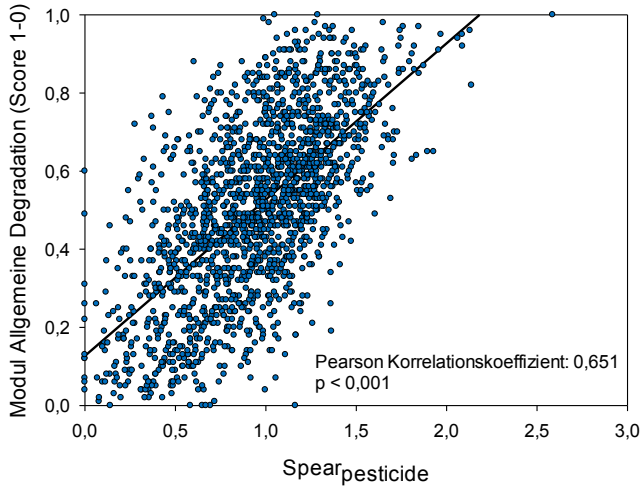
Abbildung 6: Vergleich der Ergebnisse des Spear_{Pesticide} berechnet mit dem Spear Calculator und Perلودes

Der Spear_{Pesticide} kann in seiner ursprünglichen Form, wie sie auch noch in Perلودes integriert ist, Werte von 0 bis 100 annehmen. Dabei gilt, je geringer der Indexwert, umso stärker ist die Belastung. Ergebnisse mit einem Indexwert > 33 werden als unbelastet (Gütekategorie gut und sehr gut) eingestuft. In dem kürzlich aktualisierten Spear Calculator wie er im Bewertungstool Indicate enthalten ist, wird der Spear-Wert bezogen auf Referenzbedingungen ausgegeben und liegt bei der gegebenen Datenbasis im Bereich von 0 bis 2,6. Werte > 0,765 sind dabei in die Gütekategorie gut und sehr gut eingestuft.

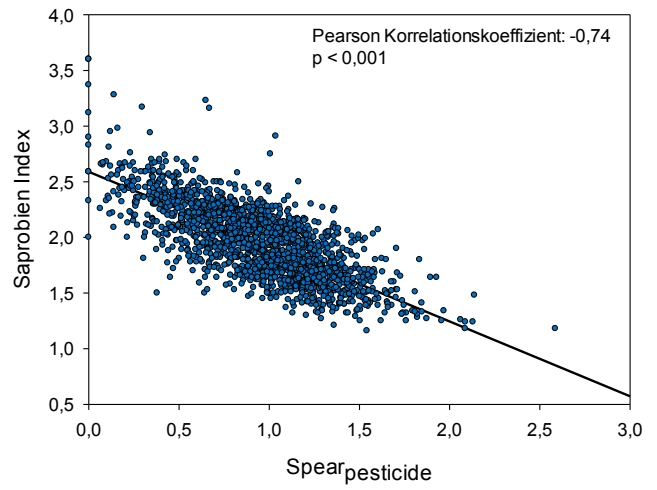
Da es sich beim Spear-Index um ein auf autökologische Eigenschaften der nachgewiesenen Lebensgemeinschaft basierendes Verfahren handelt, ist es sehr wahrscheinlich, dass ein Zusammenhang zwischen den Ergebnissen des Spear und anderen biologischen Maßzahlen beobachtet werden kann. Um dies zu untersuchen wurden Pearson Korrelationen zwischen den Spear-Werten und ausgewählten biologischen Maßzahlen aus Perلودes gerechnet (Abbildung 7). Mit absoluten Werten > 0,5 und einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0,001$ sind alle durchgeführten Korrelationen als stark einzustufen und statistisch signifikant.

Im Ergebnis zeigt der Vergleich der Spear-Werte mit dem Saprobien Index eine deutliche Abnahme der saprobiellen Belastung mit steigendem Spear-Wert (Abbildung 7 B). Je geringer damit die nachgewiesene organische Belastung ist, desto besser ist auch die Einstufung im Spear_{Pesticide}. Auch zwischen dem Score des Moduls „Allgemeine Degradation“ und dem Spear-Wert wird ein signifikanter, starker Zusammenhang beobachtet. Die Streuung im Datensatz ist zwar größer als beim Saprobien Index, es ist jedoch eindeutig festzustellen, dass der Spear-Wert mit Zunahme der ökologischen Güte des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Zunahme des Score-Wertes) ebenfalls ansteigt (Abbildung 7 A). Dabei ist vor allem der Core-Metric „EPT % (HK)“ ausschlaggebend. Es ist klar zu erkennen, dass der Anteil der überwiegend anspruchsvollen, für Fließgewässer typischen Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT-Taxa) an der gesamten Lebensgemeinschaft mit steigendem Spear-Wert zunimmt (Abbildung 7 D). Diese Korrelation ist mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,84 dabei deutlich stärker als der Zusammenhang zwischen dem Spear-Index und dem auf gewässermorphologische Degradation ausgelegten Fauna Index (Abbildung 7 C) und dem Modul Allgemeine Degradation. Damit beeinflusst im vorliegenden Datensatz vor allem das Auftreten von EPT-Taxa deutlich die Ergebnisse des Spear_{Pesticide}.

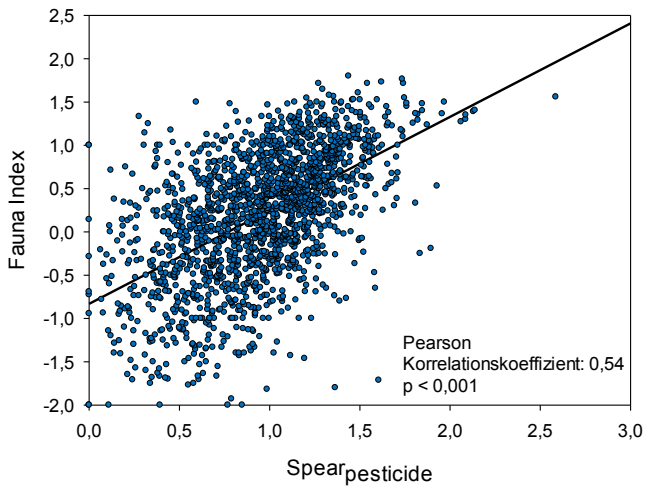
A) Allgemeine Degradation



B) Saprobie



C) Fauna Index



D) EPT % (HK)

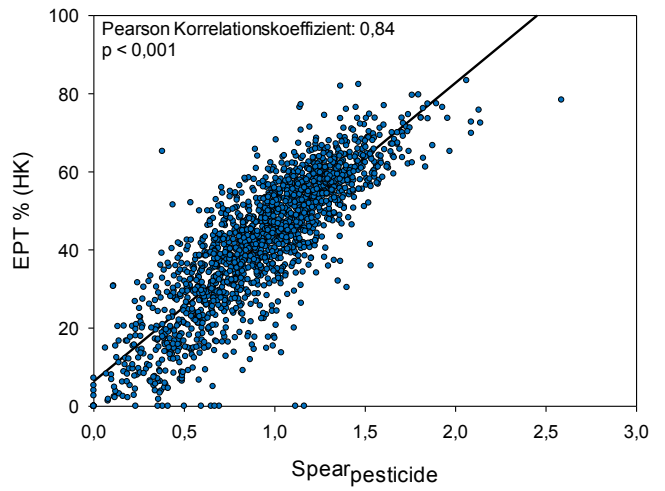


Abbildung 7: Vergleich der Ergebnisse des Spear_{Pesticide} (Spear Calculator) und weiteren biologischen Maßzahlen

Ein ebenfalls signifikanter und sehr starker Zusammenhang (Korrelationskoeffizient 0,804) besteht zwischen dem Anteil der EPT-Taxa und dem Saprobien Index (Abbildung 8). Mit steigender organischer Belastung (steigendem Saprobien Index) nimmt der Anteil der überwiegend anspruchsvollen, weniger belastungstoleranten EPT-Taxa deutlich ab.

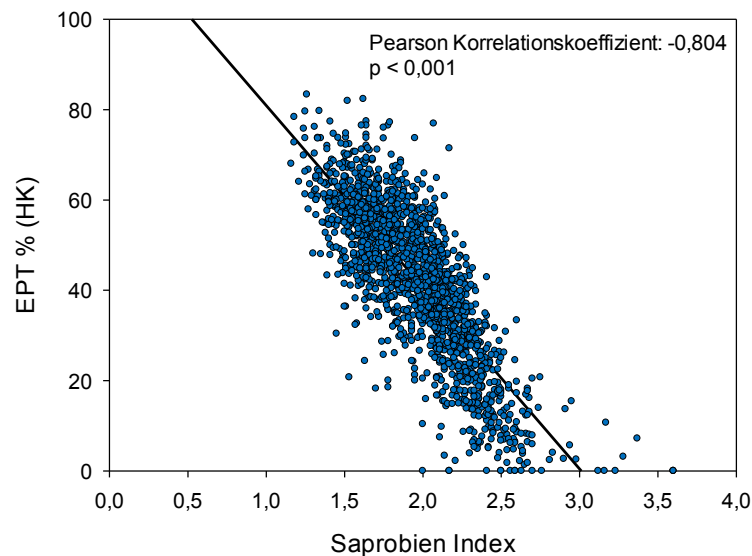


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen dem Anteil der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen und den Ergebnissen des Saprobien Index

Insgesamt zeigen die deutlichen Zusammenhänge zwischen den unterschiedlichen biologischen Maßzahlen, dass im vorliegenden Datensatz vor allem der Anteil der fließgewässertypischen EPT-Taxa ausschlaggebend sowohl für die Ergebnisse im $Spear_{Pesticide}$ als auch im Saprobien Index ist. Es ist demnach durchaus fraglich, wie spezifisch der $Spear_{Pesticide}$ hier in der Lage ist, eine toxische Beeinträchtigung durch Insektizide eindeutig nachzuweisen und von anderen Faktoren, die das Vorkommen von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen beeinflussen, trennen kann. Hierunter fallen zum Beispiel organische Verunreinigungen (Saprobie), erhöhte Nährstofffrachten, gewässermorphologische und hydrologische Veränderungen oder ein degradiertes Gewässerumfeld. Dieser Frage wird im weiteren Projektverlauf nachgegangen.

3.2.1 Aktueller Zustand

Abbildung 9 zeigt die Bewertung der Messstellen zur Biologie anhand der Ergebnisse des $Spear_{Pesticide}$ eingeteilt in die 5 Gütestufen. Es wurde für jede MKZ_B jeweils die aktuellste Erhebung des Makrozoobenthos zugrunde gelegt. Rund 86% der Messstellen sind hier als unbelastet einzustufen (Güteklassen sehr gut und gut). Die Karte veranschaulicht deutlich, dass es sich dabei überwiegend um Gewässertrecken in den Gewässeroberläufen und im südlichen Sachsen handelt. Vor allem die Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos der Flusseinzugsgebiete Schwarze Elster, Elbestrom 2 (nördliche Elbe) Vereinigte Mulde und Untere Weiße Elster scheinen hingegen deutlich stärker beeinträchtigt zu sein. Insgesamt indiziert der Spear an 17% der Messstellen einen unbefriedigenden oder schlechten Zustand und damit ein starke Beeinträchtigung des Makrozoobenthos durch Insektizide.

Für den weitaus größten Anteil der Messstellen (80%) stammen die hier dargestellten Daten aus den Jahren 2015 – 2017. Lediglich für 13 OWK musste auf ältere Aufnahmen aus den Jahren 2011 und einmal aus 2010 zurückgegriffen werden. Die Ergebnisse des $Spear_{Pesticide}$ an einer MKZ_B in verschiedenen Jahren weichen nur in wenigen

Fällen deutlich voneinander ab. Vor allem die aktuell als sehr gut und gut bewerteten Gewässerabschnitte sind in ihrer Einstufung über mehrere Jahre überwiegend recht konstant.

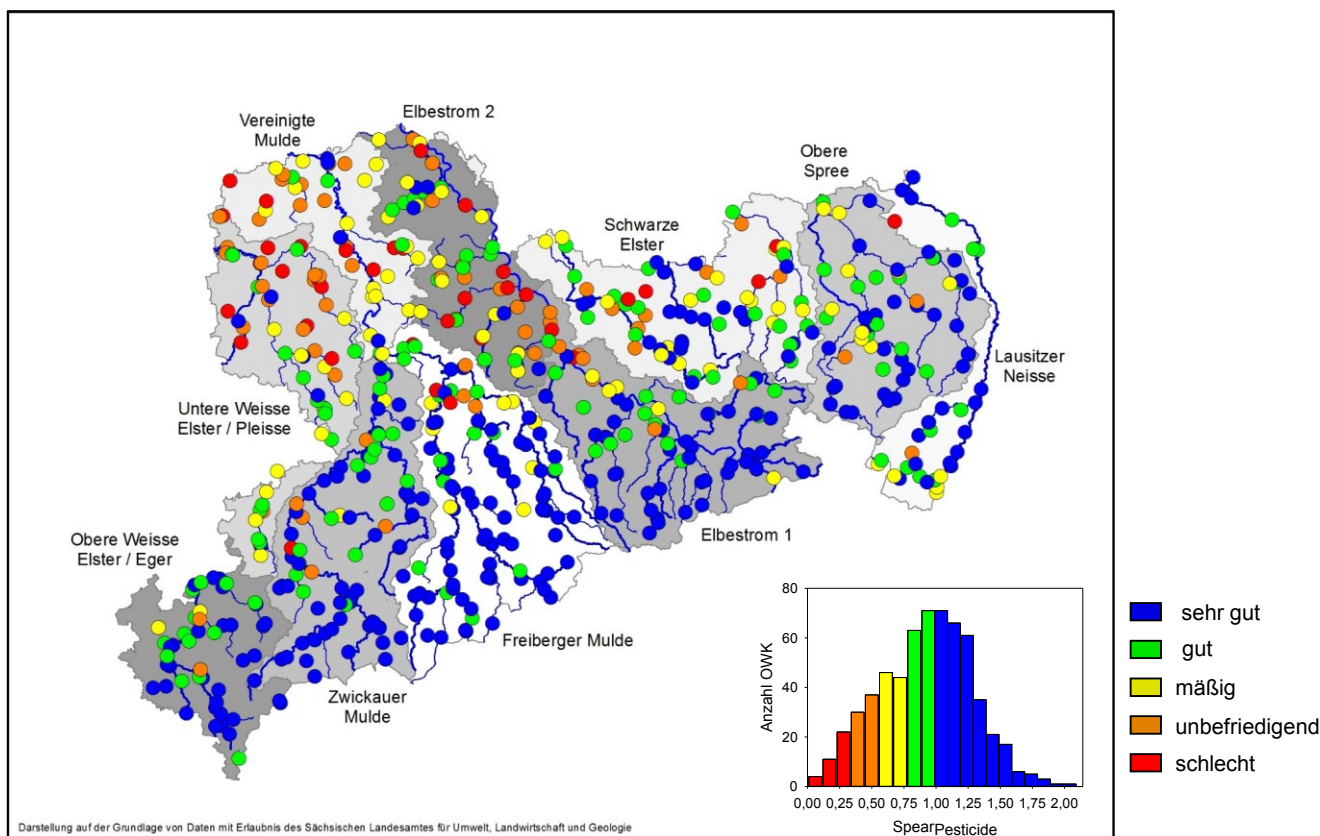


Abbildung 9: Verteilung der Ergebnisse des $\text{Spear}_{\text{Pesticide}}$ basierend auf der jeweils aktuellsten Makrozoobenthosuntersuchung für jeden OWK. Farben entsprechen den Güteklassen

Aufgrund der Eigenschaften des Spear-Index, Belastungen durch Insektizide anzuzeigen, sollte dieser in landwirtschaftlich intensiver genutzten Bereichen mit stärkerem Pflanzenschutzmitteleinsatz erhöht sein. Tatsächlich machen Ackerflächen in den E-EZG mit Messstellen mit unbefriedigender und schlechter Bewertung den größten Flächenanteil aus und sind gegenüber den anderen Nutzungskategorien signifikant erhöht (Abbildung 10). Auch im Vergleich mit dem %-Anteil der Ackerflächen in den E-EZG der Einstufung sehr gut und gut ist diese Nutzungskategorie signifikant höher, während der Waldanteil signifikant niedriger ist (Rang Summen Test nach Mann-Whitney, $p < 0,001$). Eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthos durch landwirtschaftliche Nutzung im Gewässerumland der als unbefriedigend und schlecht bewerteten Messstellen ist demnach sehr wahrscheinlich.

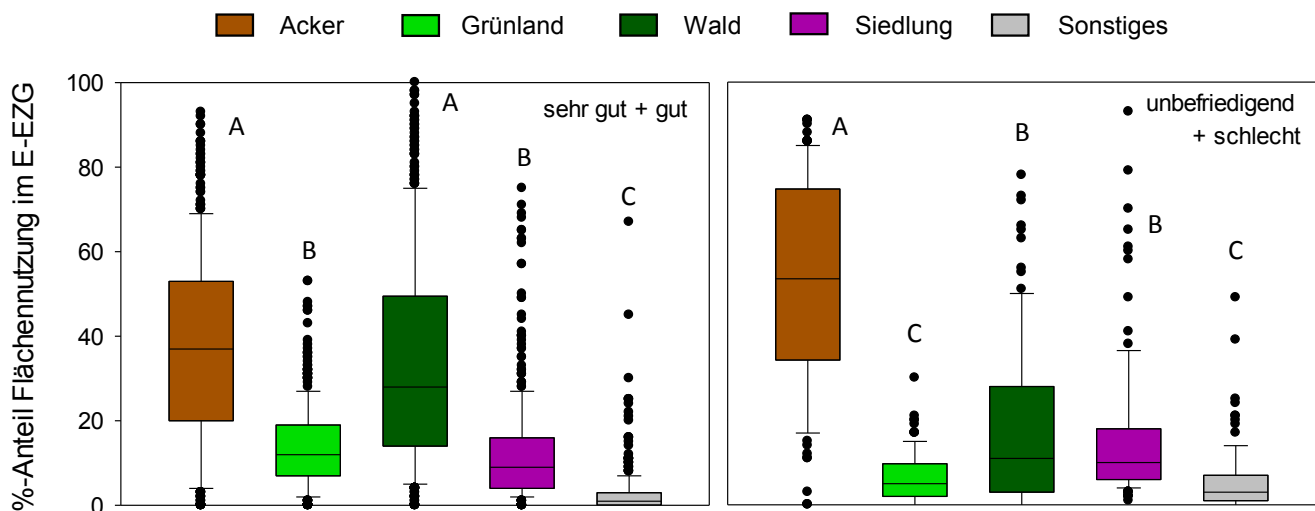


Abbildung 10: Verteilung der Anteile Flächennutzung im E-EZG in den Güteklassen nach Spear basierend auf der jeweils aktuellsten Makrozoobenthosuntersuchung für den zugehörigen OWK. N = 420 (sehr gut + gut), N = 104 (unbefriedigend + schlecht). Varianzanalyse (ANOVA) nach Kruskal-Wallis mit anschließendem Dunn's posthoc-Test ($p < 0,001$)

3.2.2 Einfluss erhöhter Nährstoffkonzentrationen

Zur Beurteilung des Einflusses erhöhter Nährstoffkonzentrationen auf die Ergebnisse des $\text{Spear}_{\text{Pesticide}}$ wurden Korrelationen zwischen den Spear-Werten und ausgewählten chemischen Einflussgrößen gerechnet (Tabelle 3). Der Stickstoffparameter Nitrit, der gesamt-Phosphorgehalt sowie TOC-Gehalt zeigen einen mittel-starken Zusammenhang zwischen den gemessenen Jahresmittelwerten der chemischen Einflussgrößen und dem auf Basis der Artenliste des gleichen Jahres berechneten $\text{Spear}_{\text{Pesticide}}$. Eine Zunahme der Einflussgröße hat hierbei jeweils eine Abnahme und damit eine Verschlechterung des Spear-Wertes zu Folge. Ähnliches wird auch bei der Korrelation der chemischen Einflussgrößen mit dem Saprobien Index beobachtet. Auch hier kommt es zu einer Abnahme der saprobiellen Güte mit steigender Nährstoffkonzentration (Ammonium, Nitrit, gesamt-Phosphor) oder Zunahme des BSB_5 und des TOC-Gehaltes. Da der Saprobien Index und der $\text{Spear}_{\text{Pesticide}}$ ebenfalls stark miteinander korrelieren (Abbildung 7 B), unterscheidet sich auch die Stärke der Korrelationen der einzelnen Einflussgrößen mit jeder der beiden biologischen Maßzahlen kaum.

Tabelle 3: Pearson Korrelationskoeffizienten ausgewählter Einflussgrößen und den biologischen Maßzahlen $\text{Spear}_{\text{Pesticide}}$ und Saprobien Index. * Korrelationen signifikant $p < 0,05$. Stärke der Korrelation: $< 0,3$ gering; $0,3-0,5$ mittel; $0,5-0,8$ stark; $> 0,8$ sehr stark.

Einflussgröße	$\text{Spear}_{\text{Pesticide}}$	Saprobien Index
Ammonium	-0,264*	0,359*
Nitrat	-0,224*	0,165*
Nitrit	-0,467*	0,500*
gesamt-Phosphor	-0,329*	0,369*
ortho-Phosphat	-0,242*	0,215*
BSB5	-0,275*	0,195
TOC	-0,304*	0,383*

4 Bearbeitung der Insektizid-Daten

4.1 Darstellung der Belastungssituation

Die Einschätzung der chemischen Belastungssituation durch die ausgewählten Insektizide an den verschiedenen Standorten wird anhand der folgenden Kriterien vorgenommen:

1. Überschreitung von Umweltqualitätsnormen (UQN) aus der OGWV:
Es erfolgt eine Überprüfung der gemessenen Insektizid-Konzentrationen anhand der jeweiligen UQN. Die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) wird dabei auf der Basis der Einzelmessungen abgeglichen, während eine Überschreitung des zulässigen Jahresmittelwertes (JD-UQN) über das arithmetische Jahresmittel der gemessenen Konzentrationen geprüft wird.
2. Überschreitung von Regulatorisch Akzeptablen Konzentrationen (RAK):
Der RAK-Wert für einen Wirkstoff wird im Rahmen eines Zulassungsverfahrens abgeleitet und definiert die Konzentration, bei der keine nicht akzeptablen Effekte erwartet werden. Für die vorliegende Auswertung wurde eine vom UBA erstellte Liste genutzt (Stand 15.03.2017), die die RAK-Werte für 144 Wirkstoffe umfasst. Eine Überschreitung der RAK wird auf der Basis der Einzelmessungen der Insektizide überprüft.
3. Berechnung der Gesamtoxizität mittels Toxic Units
Maß für die Toxizität einer gemessenen Pflanzenschutzmittel-Konzentration berechnet anhand substanzspezifischer LC_{50} -Werte für eine bestimmte Art.

4.1.1 Abgleich mit ökotoxikologischen Qualitätskriterien (RAK und UQN)

Nach Reduktion des Datensatzes auf Insektizide mit positivem Nachweis (gemessene Konzentration > Bestimmungsgrenze) bleiben 28 Wirkstoffe zur weiteren Auswertung (Tabelle 4). Für acht der Wirkstoffe sind derzeit weder eine RAK noch eine UQN definiert (Tabelle 1), so dass hier für den Abgleich der zulässige Grenzwert von 100 ng/L für Pflanzenschutzmittel- und Biozidprodukt-Wirkstoffe aus der Trinkwasserverordnung (GW TrinkwV) herangezogen wird. Zur Ermittlung möglicher Überschreitungen der Qualitätskriterien wurden zunächst für alle MKZ_I die maximalen Konzentrationen (JahresMax) eines jeden Untersuchungsjahres mit der entsprechenden RAK, der ZKH-UQN und dem GW TrinkwV verglichen. Für den Abgleich mit der JD-UQN wurden für jede MKZ_I arithmetische Jahresmittelwerte (JahresMW) berechnet.

Zur Darstellung der Höhe einer Überschreitung in einer Probe wird der Risikoquotient (RQ) als Verhältnis von gemessener Konzentration und Qualitätskriterium herangezogen. Ein $RQ > 1$ steht demnach für eine Überschreitung des jeweiligen Insektizids. Bei einem $RQ > 2$ ist die gemessene Konzentration der jeweiligen Probe mindestens doppelt so hoch wie das entsprechende Qualitätskriterium. In Tabelle 5 sind die maximalen RQ und die Häufigkeit der Überschreitung aller Insektizide mit mehr als 10 Einzelnachweisen im Datensatz für das jeweilige Gütekriterium aufgeführt.

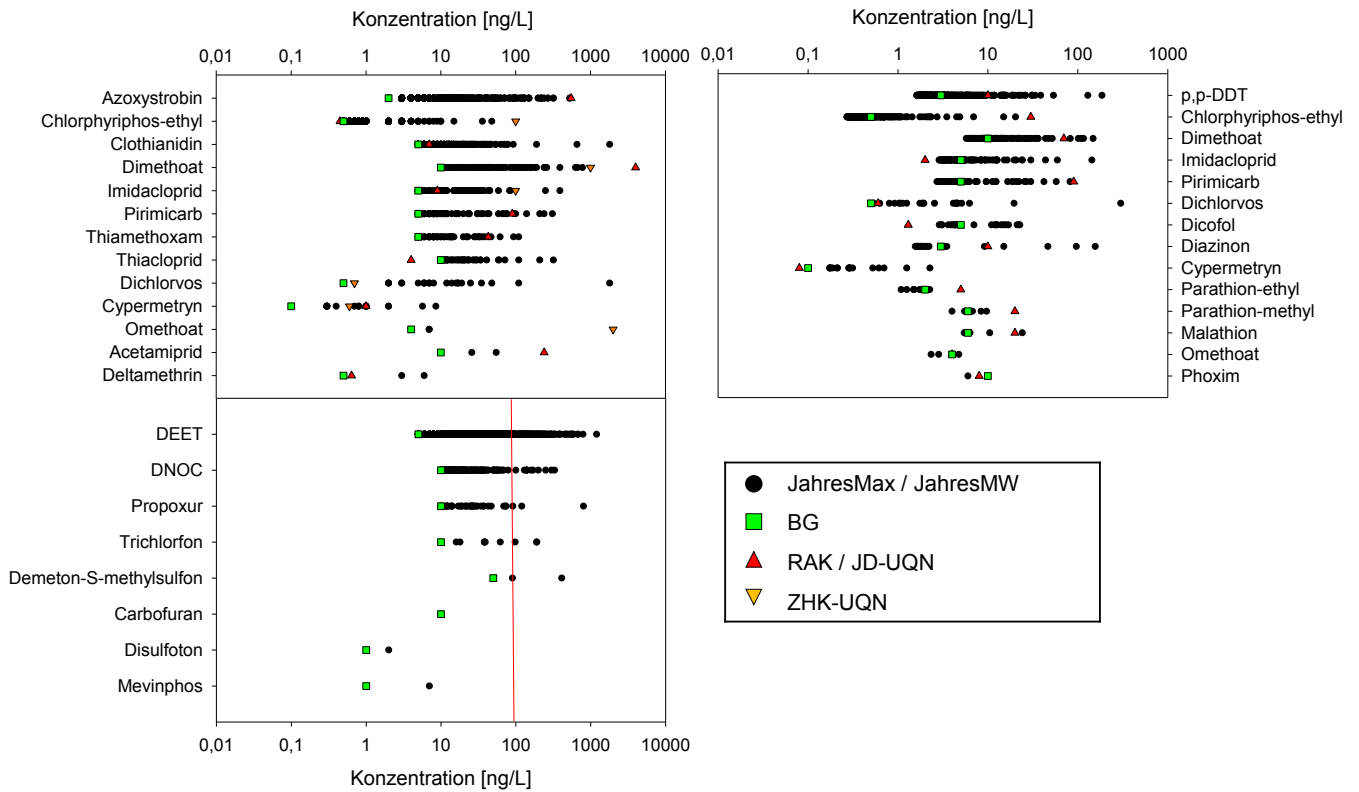


Abbildung 11: Vergleich der gemessenen Insektizidkonzentrationen (JahresMax links, JahresMW rechts) mit den ökotoxikologischen Qualitätskriterien RAK, UQN und GW TrinkwV. Die rote Linie im Diagramm links unten markiert den Grenzwert 100 ng/L für Pflanzenschutzmittel- und Biozidprodukt-Wirkstoffe aus der Trinkwasserverordnung (GW TrinkwV). Reihenfolge der Insektizide absteigend nach Anzahl der Datenpunkte.

Es ist klar erkennbar, dass viele der häufig nachgewiesenen Insektizide die Vorgaben der RAK und/oder UQN einhalten oder nur selten überschreiten (Azoxystrobin, p,p-DDT, Dimethoat, Pirimicarb, Thiamethoxam). Hier liegen die Jahresmaxima und Jahresmittelwerte überwiegend niedriger als der Wert des entsprechenden Qualitätskriteriums (Tabelle 4, Abbildung 11) und in maximal 10% der Einzelmessungen liegt der RQ >1 (Tabelle 5). Problematisch hingegen sind vor allem die beiden relativ häufig nachgewiesenen Insektizide Chlorpyrifos-ethyl und Clothianidin. Die gemessenen Konzentrationen von Clothianidin liegen regelmäßig mindestens doppelt so hoch wie die RAK von 7 ng/L (%-Anteil RQ > 2 = 28,3). Für Chlorpyrifos-ethyl liegt der Wert für die RAK mit 0,45 ng/L etwas niedriger als die Bestimmungsgrenze mit 0,5 ng/L, so dass der Nachweis dieses Insektizids auch direkt eine Überschreitung dieses Qualitätskriteriums bedeutet. Bei 35% der positiv-Nachweise ist die RAK mindestens um den Faktor 2 überschritten. Auch die gemessenen Konzentrationen von Deltamethrin und Thiacloprid liegen stets über der zulässigen RAK. Diese Insektizide werden insgesamt aber nur selten nachgewiesen. DEET besitzt durch seine Anwendung als Repellent eine sehr starke Verbreitung und ist mit 4996 Einzelnachweisen der am häufigsten und stetig auftretende Wirkstoff im untersuchten Datensatz. Die gemessenen Jahresmaxima überschreiten dabei in 10% der Fälle den zulässigen Grenzwert von 100 ng/L für Pflanzenschutzmittel- und Biozidprodukt-Wirkstoffe aus der Trinkwasserverordnung (GW TrinkwV).

Tabelle 4: Häufigkeit der Überschreitungen der Qualitätskriterien RAK, UQN und GW TrinkwV im vorliegenden Datensatz. ¹RAK/UQN immer < BG. ²RAK/UQN teilweise < BG. Zusammengefasste Einzelmessungen eines Jahres an einer MKZ_I (JahresMW, JahresMax).

Insektizid	Anzahl Nachweise	%-Anteil > RAK	%-Anteil > ZHK-UQN	%-Anteil > JD-UQN	%-Anteil > GW TrinkwV
DEET	1650				10
Azoxystrobin	535	0			
p,p-DDT	399			9	
Chlorpyrifos-ethyl	342	100 ¹	0	0	
Clothianidin	227	61			
DNOC	163				7
Dimethoat	106	0	0	5	
Imidacloprid	106	60 ²	2	100 ¹	
Pirimicarb	68	9			
Thiamethoxam	46	9			
Propoxur	39				5
Thiacloprid	39	100 ¹			
Dichlorvos	23		100 ²	96 ²	
Dicofol	23			100 ¹	
Diazinon	22			18	
Cypermethrin	17	24	65	100 ¹	
Trichlorfon	9				22
Parathion-ethyl	9			0	
Parathion-methyl	6			0	
Malathion	4			25	
Omethoat	3 ²		0	33 ²	
Acetamiprid	2	0			
Demeton-S-methylsulfon	2				50
Deltamethrin	2	100 ¹			
Carbofuran	1				0
Disulfoton	1				0
Mevinphos	1				0
Phoxim	1			0 ¹	

Auch für die weniger häufigen Insektizide Dichlorvos, Dicofol, Cypermethrin, Omethoat und Phoxim liegen die Gütekriterien RAK und/oder UQN ebenfalls zumindest teilweise niedriger als die bei der Messung angesetzte Bestimmungsgrenze. Dies hat einerseits zur Folge, dass ein positiver Nachweis gleichzeitig eine direkte Überschreitung des Gütekriteriums bedeutet. Ein Nicht-Nachweis dieser Wirkstoffe schließt andererseits Konzentrationen > des Gütekriteriums nicht aus. Demnach kann die tatsächliche Belastungssituation für diese Gruppe von Insektiziden nicht abschließend beurteilt werden. Gleiches gilt für das häufig nachgewiesene Insektizid Imidacloprid. Die Bestimmungsgrenze liegt hier erst seit 2015 oberhalb der RAK und ist immer noch niedriger als die JD-UQN. Damit ist die Belastungssituation für dieses Insektizid zumindest für den Zeitraum 2009 – 2014 nicht sicher darstellbar.

Tabelle 5: RQ der Insektizide mit Einzelnachweisen > 10. ¹RAK/UQN immer < BG. ²RAK/UQN teilweise < BG.

Insektizid	Anzahl Einzelnachweise	RQmax	%-Anteil RQ > 1	%-Anteil RQ > 2	%-Anteil RQ > 10	Güte-Kriterium
DEET	4996	12	4,2	1,3	0,02	GW TrinkwV
Azoxystrobin	1072	0,96	0	0	0	RAK
p,p-DDT	394	18,6	8,9	3,6	0,5	JD-UQN
Chlorpyrifos-ethyl	665	107	100	35,2	3,2	RAK ¹
	665	0,48	0	0	0	ZHK-UQN
	336	0,68	0	0	0	JD-UQN
Clothianidin	315	257	70,5	28,3	2,2	RAK
DNOC	241	3,3	4,6	1,7	0	GW TrinkwV
Dimethoat	108	0,2	0	0	0	RAK
	108	0,8	0	0	0	ZHK-UQN
	106	2,1	4,7	0,9	0	JD-UQN
Imidacloprid	170	43,3	63,5	32,9	1,2	RAK ¹
	170	3,9	1,2	1,2	0	ZHK-UQN
	106	71,7	100	0	0	JD-UQN ²
Pirimicarb	88	3,4	6,8	3,4	0	RAK
Thiamethoxam	51	2,6	9,8	3,9	0	RAK
Propoxur	54	8,0	3,7	1,9	0	GW TrinkwV
Thiacloprid	42	8,0	100	100	16,7	RAK ¹
Dichlorvos	22	2571	100	100	59,1	ZHK-UQN ²
	21	500	95	71,4	14,3	JD-UQN ²
Dicofol	23	17,4	100	100	30,4	JD-UQN ¹
Diazinon	22	15,6	18,2	13,6	4,5	JD-UQN
Cypermethrin	19	8,6	47,4	26,3	5,3	RAK ¹
	19	14,3	63,2	21,1	5,3	ZHK-UQN
	17	28,3	100	100	11,8	JD-UQN ¹

Bezogen auf alle Einzelmessungen mit positiv-Nachweis überschreitet in rund 79% der Proben kein Wirkstoff eines der Qualitätskriterien (RAK, ZHK-UQN, Trinkwasserverordnung). In 21% der Einzelproben liegt jeweils nur ein einziger Wirkstoff oberhalb der Qualitätskriterien und ein gemeinsamer Nachweis von Konzentrationen oberhalb der Qualitätskriterien mehrerer Insektizide gleichzeitig ist nur bei 0,5% der Einzelmessungen zu beobachten.

Es muss jedoch beachtet werden, dass die tatsächlich im Gewässer auftretenden Maximalkonzentrationen durch die Daten des operativen Monitorings, welches lediglich stichprobenartige Momentaufnahmen der Belastungssituation an einem Gewässeranschnitt erfasst, deutlich unterschätzt werden. Vor allem viele in der landwirtschaftlichen Praxis saisonal eingesetzte Wirkstoffe wie Insektizide führen vor allem nach Regenereignissen regelmäßig zu kurzen aber deutlichen Belastungsspitzen im Gewässer und können somit nur durch ereignisbezogenen Probenahmen erfasst werden. Es ist demnach sehr wahrscheinlich, dass zumindest die akuten Effekte auf die Lebensgemeinschaften im Gewässer deutlich größer sind, als mit dem RQ für die RAK oder die ZHK-UQN darstellbar.

Ein Zusammenhang zwischen der Höhe des RQ sowie der Häufigkeit einer Überschreitung eines Qualitätskriteriums mit der Größe des Gesamt-Einzugsgebietes oder der Flächennutzung im Umland wurde nicht gefunden.

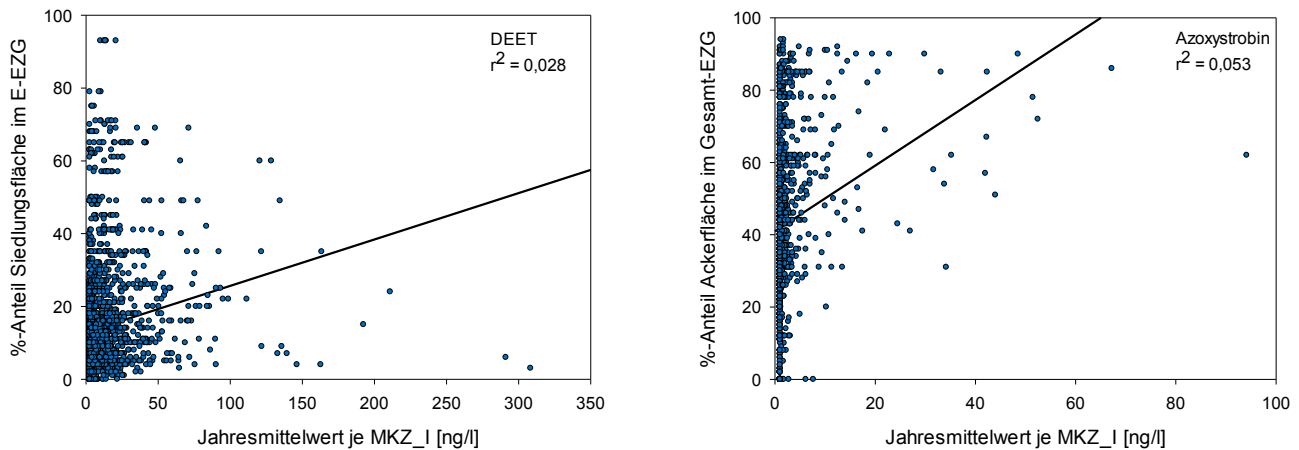


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen Flächennutzung im Umland und Nachweisen von DEET und Azoxytrobin

Das Biozid DEET findet als Repellent in Privathaushalten breite Anwendung und wird daher primär über kommunale Kläranlagen in die Gewässer eingetragen. Eventuelle Direkteinträge stellen ebenfalls einen möglichen Eintragspfad dar, der sich jedoch nur schwer quantifizieren lässt. Es ist daher anzunehmen, dass die Belastung im Gewässer umso größer ist, je höher der Anteil an Siedlungsflächen im E-EZG oder Gesamt-EZG ist. Tatsächlich lässt sich hier jedoch nur ein Trend und kein deutlicher Zusammenhang feststellen (Abbildung 12). Die überwiegend in der Landwirtschaft eingesetzten Pflanzenschutzmittel wie z.B. Azoxytrobin, Chlorpyrifos-ethyl oder Clothianidin werden dagegen weniger über Kläranlagen und überwiegend durch Abschwemmung nach Regenereignissen in die angrenzenden Gewässer eingetragen. Hier sollte sich daher ein Zusammenhang zwischen den an einer Messstelle nachgewiesenen Konzentrationen und dem Anteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen im E-EZG oder Gesamt-EZG darstellen lassen. In Abbildung 12 sind beispielhaft die gemessenen Jahresmittelwerte der Konzentration von Azoxytrobin gegen den Anteil der Ackerflächen im Gesamteinzugsgebiet für die jeweilige MKZ_I dargestellt. Auch hier ist lediglich ein Trend erkennbar der für die weiteren häufig nachgewiesenen Insektizide noch weniger deutlich ausfällt. Vor allem für die in der Fläche eingesetzten Insektizide könnte dies ein weitere Hinweis sein, dass die tatsächlich im Gewässer auftretenden Konzentrationen durch das operationelle Monitoring möglicherweise nur unzureichend erfasst und deutlich unterschätzt werden.

4.1.2 Abschätzung der Gesamtoxizität (TU)

In der Umwelt treten meist nicht einzelne Wirkstoffe auf, sondern Wirkstoffmischungen, die einen mehr oder weniger breiten Effektbereich aufweisen können (Abbildung 14, Tabelle 6). Auch im vorliegenden begrenzten Datensatz besteht in rund einem Drittel der Einzelmessungen aus Mischungen mehrerer Insektizide (Abbildung 13).

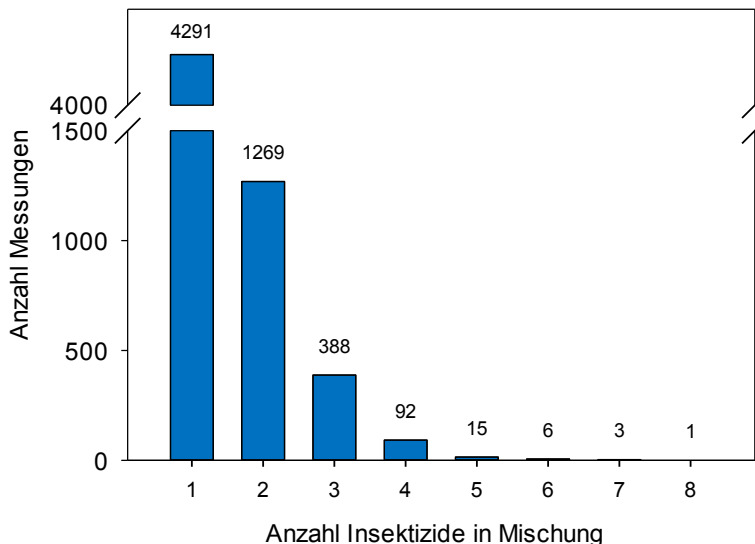


Abbildung 13: Verteilung der Anzahl der Insektizide je Einzelmessung

Die Toxizität einer solchen Mischung ist üblicherweise größer, als diejenige jeder Einzelsubstanz, und es reicht damit nicht aus ein Umweltrisiko allein anhand der Effekte der Einzelsubstanzen zu bewerten. Um die Gesamtoxizität eines Gemischs abzuschätzen, dürfen aber die einzelnen gemessenen Konzentrationen auch nicht einfach addiert werden. Dies hätte zur Folge, dass hochpotente Wirkstoffe mit großem Effekt bei geringer Dosis unterschätzt würden. Zur Vorhersage der Mischungstoxizität einer Umweltprobe wird meist die Konzentrationsaddition herangezogen. Eine Methode hierbei ist die Summe der Toxic Units (TU_{Sum}). Dabei wird die Toxizität verschiedener Substanzen einheitlich normiert und die gemessene Konzentration des einzelnen Wirkstoffs in Relation zu einer bekannten Effektkonzentration gesetzt.

Generell verlangen alle Methoden zur Berechnung einer Mischungstoxizität umfangreiche Datensätze einer möglichst einheitlichen Qualität, die jedoch nur in den seltensten Fällen vorliegen. Oft ist die komplette Zusammensetzung einer Probe unbekannt oder es fehlen für einige Substanzen die nötigen Angaben zur Toxizität. Die Umrechnung der gemessenen Konzentrationen der Einzelsubstanzen erfolgt anhand von im Labor gemessenen Effektkonzentrationen. Um miteinander kombinierbare TU zu berechnen sollten diese auf dem gleichen Endpunkte möglichst einheitlicher, standardisierter Testsysteme basieren. Bei der Betrachtung von Invertebraten bleibt aufgrund der verfügbaren Datendichte als Vergleichsorganismus oft nur die Standardtestart *Daphnia magna*, für die für die meisten Substanzen zumindest akute Effektdaten recherchierbar sind. Andere Invertebraten sind oftmals nicht für eine ausreichende Anzahl der Mischungskomponenten getestet bzw. es liegen keine einheitlichen biologischen oder statistischen Endpunkte vor. Die Sensitivität von *D. magna* gegenüber einem Wirkstoff kann jedoch deutlich von der eines anderen Invertebraten abweichen. So reagiert *D. magna* z.B. sehr unempfindlich gegenüber Neonicotinoiden (z.B. Imidacloprid, Clothianidin, Thiacloprid) während Insekten hier deutliche Effekte zeigen. Die Umrechnung von gemessenen Konzentrationen in TU basierend auf einer Daphnientoxizität resultiert für diese Substanzgruppe daher immer in einer Unterschätzung der tatsächlichen Wirkung auf Insekten. Hier wäre ein Vergleich

mit Effektkonzentrationen für Insekten zielführender. Die Berechnung der Gesamtoxizität anhand TU ist daher immer nur eine Annäherung an die im Freiland tatsächlich wirksamen Mischungen.

Dennoch wird für die Umrechnung der Konzentration eines Wirkstoffs in die TU häufig eine Effektkonzentration von *Daphnia magna* angesetzt, da für diesen Standard-Testorganismus die meisten Daten vorhanden sind. Auch für die folgenden Auswertungen wurde die toxische Gesamtinsektizidbelastung einer Messstelle näherungsweise anhand der 48h-LC₅₀-Werte von *Daphnia magna* berechnet (TU Daphnia). Hierbei handelt es sich um die Konzentration, bei dem im Standardtest unter Laborbedingungen nach 48h 50% der Testorganismen gestorben sind (OECD 2004). Es wurden die hinterlegten EC₅₀-Werte aus dem Toxic Unit Calculator 2018.5 (Teil des Bewertungstool Indicate) genutzt (Abbildung 14, Tabelle 6).

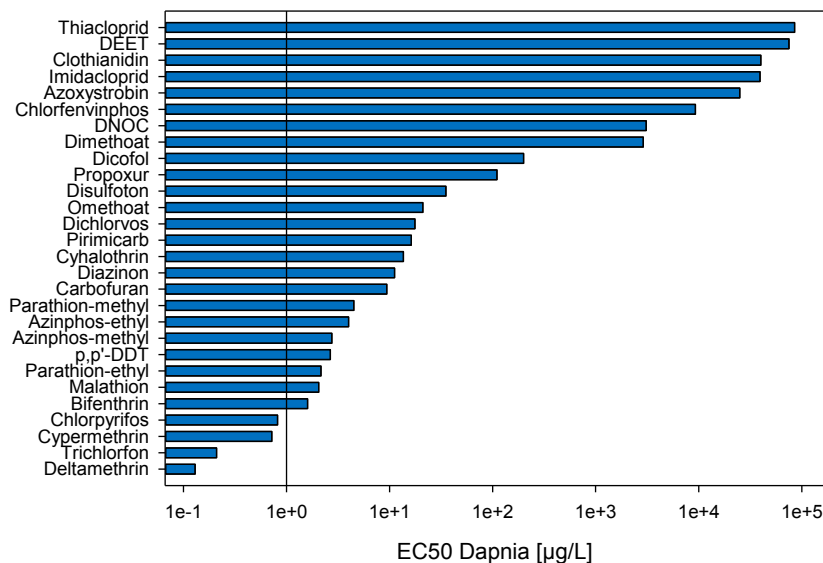


Abbildung 14: EC₅₀-Werte für *Daphnia magna* der im Projekt relevanten Insektizide

Wie oben bereits beschrieben, zeigen aber gerade die Larvenstadien aquatischer Insekten eine im Vergleich zu *Daphnia magna* teilweise deutlich größere Sensitivität vor allem gegenüber Insektiziden, die bei der vorliegenden Auswertung im Focus stehen. Daher wurden zusätzlich akute Effektkonzentrationen zu Insekten für die im Projekt relevanten Wirkstoffe recherchiert, um diese neben den TU Daphnia für die Berechnung insektenbasierter TU nutzen zu können (TU Insekt). Die Recherche erfolgte für die 28 relevanten Insektizide in den Datenbanken der US EPA (<https://cfpub.epa.gov/ecotox/>) und der IUPAC (<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/search.htm>). Insgesamt konnten für 21 Insekten akute Effektdaten zusammengestellt werden. Allerdings umfassen diese jeweils nur einen Teil der 28 Insektizide. In Tabelle 6 sind neben den verwendeten LC₅₀-Werten für *Daphnia magna* die geometrischen Mittelwerte der recherchierten LC₅₀-Werte der fünf Insekten mit der größten Datendichte zusammengefasst. Hierzu zählen die Larven der beiden tropischen Stechmückenarten *Aedes aegyptii* (ägyptische Tigermücke) und *Culex quinquefasciatus*. Außerdem lagen akute Effektdaten für die Larven der in langsam fließenden Bächen beheimateten europäischen Zuckmücke *Chironomus riparius* sowie für die überwiegend in stehenden Gewässern lebenden Eintagsfliege *Cloeon dipterum* und der nordamerikanischen Steinfliege *Pteronarcys californica* vor.

Tabelle 6: Zusammenstellung der EC₅₀-Werte (µg/L) für die im Projekt relevanten Insektizide

Insektizid	Anzahl Nachweise	Daphnia magna (48h)	Aedes aegyptii (24h)	Culex quinquefasciatus (24h)	Chironomus riparius (24h)	Cloeon dipterum (24h)	Pteronarcys californica (24h)
Acetamiprid	3	49800	629,88				
Azoxystrobin	1072	25049					
Carbofuran	1	59		41,2	27,2		
Chlorpyrifos-ethyl	665	0,82	41,03	34,6	2774	1,11	50
Clothianidin	315	40000	639				
Cypermethrin	19	0,72	3,81	0,38		0,6	
DEET	4996	75000					
Deltamethrin	2	0,13	24,54	15,04			
Demeton-S-methylsulfon	2						
Diazinon	26	0,12					152,48
Dichlorvos	22	17,63	44,96	21800			25
Dicofol	84	200					8600
Dimethoat	108	2900	3304,44				510
Disulfoton	1	35,2					40
DNOC	241	3100				5300	
Imidacloprid	170	39386,5	1128,07	176,02		143,5	
Malathion	4	2,05	233,73	186,77	8,6	28	35
Mevinphos	1						55,50
Omethoat	3	21					
p,p-DDT	506	2,66	246,22	740,56	11,95	2500	41
Parathion-ethyl	9	2,16	19,26	4,21	11,16		28
Parathion-methyl	6	4,5					
Phoxim	1						
Pirimicarb	88	16,25		8500			
Propoxur	54	110	1392,93	785,51	381,96	180	25
Thiacloprid	42	85100	630			167	
Thiamethoxam	51		186,47			153	
Trichlorfon	9	0,21	56			75	314,96

Für *Daphnia magna* konnten für 24 der 28 Insektizide mit positivem Nachweis im Datensatz eine Effektkonzentration aus dem Toxic Unit Calculator ausgelesen werden (Tabelle 6). Damit war es möglich für > 99% der Messungen Toxic Units zu berechnen. Für Insekten konnten hingegen deutlich weniger Daten recherchiert werden. Da für keine Art mehr als 25% der Messungen in Toxic Units überführt werden konnten, wurde auf die Berechnung von insektenbasierten Toxic Units verzichtet, da die vorliegenden Informationen leider nicht ausreichen, um eine aussagekräftige Bewertung vorzunehmen.

Die Berechnung von Toxic Units (TU) erlaubt die Toxizität der in einer Probe nachgewiesenen Wirkstoffe zu integrieren. Dazu wurden die einzelnen gemessenen Insektizidkonzentrationen zunächst nach folgender Formel in TU umgerechnet:

$$TU_{(D.magna)} = \frac{Ki}{LC50(D.magna)_i}$$

Ki = Konzentration Substanz i

LC50 (D. magna) i = Toxizität der Substanz i gegenüber *D. magna*

Anschließend wurde für jede Einzelmessung die TU_{Sum} (Summe der TU aller in einer Probe nachgewiesenen Insektizide) berechnet. Dem Konzept liegt die Annahme zugrunde, dass sich die Toxizität der einzelnen Wirkstoffe von Wirkstoffmischungen aufaddieren und die Gesamtwirkung damit größer ist als die Wirkung jedes einzelnen Wirkstoffs. Bei einem $TU_{Sum} = 1$ entspricht die berechnete Gesamtoxizität dem EC_{50} von *Daphnia magna*. Ein TU_{Sum} von 0,01 ist eine Annäherung an den Standard-RAK in der PSM-Zulassung (EFSA 2013). Hier wird der niedrigste akute EC_{50} von *D. magna* und einem anderen Testorganismus (z.B. *Chironomus riparius*) mit einem Sicherheitsfaktor von 100 belegt. Ein $TU_{Sum} < 0,01$ für eine Mischung ist damit äquivalent zu dem Bestehen der Standard-Risikobewertung für PSM (Einzelsubstanz) unter der Annahme, dass *D. magna* die sensitivste getestete Art ist.

Bei den hier durchgeführten Auswertungen muss jedoch beachtet werden, dass lediglich die nachgewiesenen Insektizide in die Berechnung des TU_{Sum} integriert sind. Da der Fokus des Vorhabens darauf liegt, das Potenzial des $Spear_{Pesticide}$ zur Darstellung der Belastung mit Insektiziden liegt, bleiben andere Stoffgruppen gezielt unberücksichtigt. Demnach gibt der hier berechnete TU_{Sum} -Wert auch nicht die in der jeweiligen Messstelle vorliegende Gesamtoxizität sondern nur die Insektizid-Toxizität wieder. Darüber basiert die Berechnung der Toxic Units auf Stichprobenmessungen, die zu einzelnen Zeitpunkten durchgeführt wurden und aufgrund der Methodik der Probenahme die reale Belastungssituation im Gewässerabschnitt eher unterschätzen (Stehle et al. 2013). Vor allem der Oberflächenabfluss wie er nach Starkregenereignissen auftreten kann, ist ein wichtiger Eintragspfad, der zu kurzzeitige Konzentrationspeaks von Wirkstoffen in Gewässern führen kann, die allerdings durch das operative Monitoring nicht erfasst werden (Liess et al. 1999).

4.2 Ermittlung von Hot-Spots auf Basis der gemessenen Insektizidbelastung

Eine zentrale Aufgabe der durchgeführten Auswertungen ist die Ermittlung von Hot-Spots mit einer erhöhten Insektizidbelastung für die Fließgewässer in Sachsen. Hierzu muss zunächst der Begriff Hot-Spot vor dem Hintergrund der vorliegenden Fragestellungen definiert und Kriterien für dessen Ableitung festgelegt werden. In Abstimmung mit dem LfLUG wird im Weiteren zwischen regulatorisch relevanten und potentiellen Hot-Spots unterschieden:

- 1) Regulatorisch relevanter Hot-Spot:
MKZ_I mit Überschreitung der RAK oder UQN für ein oder mehrere der untersuchten Insektizide für einen definierten Zeitraum

- 2) Potentieller Hot-Spot:
MKZ_I ohne Überschreitung der RAK oder UQN für eins oder mehrere der untersuchten Insektizide, aber mit gleichzeitigem Nachweis von mindestens 3 Insektiziden > 50% Gütekriterien (RAK, JD-UQN, ZHK-UQN, Trinkwasserverordnung) in einem definierten Zeitraum

Anhand dieser Kriterien wurden die Hot-Spots auf Basis der gemessenen Insektizidkonzentrationen ermittelt. Als Bewertungszeitraum wurden jeweils die Jahre 2009 - 2014 und 2015 - 2017 sowie der Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 - 2017 zugrunde gelegt. Für jeden Zeitraum erfolgte eine Zuweisung der OWK zu einer der folgenden Belastungskategorien:

- | | |
|------------------------------|--|
| 1: kontinuierlich belastet - | Regulatorisch relevanter Hot-Spot mit häufiger Grenzwertüberschreitung |
| 2: sporadisch belastet - | Regulatorisch relevanter Hot-Spot mit vereinzelter Grenzwertüberschreitung |
| 3: potentiell belastet - | Potentieller Hot-Spot |
| 4: wenig belastet - | OWK mit Insektizidnachweis aber ohne Überschreitung der Gütekriterien (RAK, JD-UQN, ZHK-UQN, Trinkwasserverordnung) im Gesamtuntersuchungszeitraum |
| 5: unbelastet - | OWK ohne Insektizidnachweis im Gesamtuntersuchungszeitraum |

Für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017 konnten 39 OWK ermittelt werden, an denen zu keinem Messzeitpunkt Insektizide nachgewiesen wurden. Diese sind als Kategorie 5 (unbelastet) eingestuft. An den MKZ_I in 259 weiteren OWK wurden zwar zu einzelnen oder mehreren Zeitpunkten Insektizide gemessen, diese lagen aber nie oberhalb der Gütekriterien (Kategorie 4 – wenig belastet). Potentielle Hot-Spots der Kategorie 4 traten im gesamten Datensatz nicht auf.

In den verbleibenden 316 OWK wurden zumindest kurzfristig Konzentrationen oberhalb der angewendeten Gütekriterien gemessen. Es wird dabei zwischen kontinuierlich und sporadisch belasteten Messstellen unterschieden (Kategorie 1 und Kategorie 2). Als kontinuierlich belastet werden diejenigen MKZ_I eingestuft bei denen bezogen auf den jeweiligen Untersuchungszeitraum in mindestens 50% der Messjahre mindestens eine Überschreitung der Gütekriterien vorliegt. Dementsprechend werden MKZ_I mit einer Häufigkeit der Überschreitung von < 50% der Messjahre als sporadisch belastet definiert. Hierbei bleibt jedoch zu beachten, dass die Frequenz der Beprobung zwischen den einzelnen Messstellen deutlich unterschiedlich ist. Nur an rund 25% der OWK wurde in dem hier untersuchten Zeitraum von 9 Jahren in mindestens 5 Jahren ein chemisches Monitoring durchgeführt. Da es sich hierbei aber auch um die vermutlich stärker durch Schadstoffeintrag beeinträchtigten Gewässerabschnitte handelt, gibt die vorgenommene Kategorisierung trotzdem einen Hinweis auf Gewässerstrecken mit merklich erhöhten In-

sektizidkonzentrationen. Dementsprechend ist die Klassifizierung an den MKZ_I mit 3 oder weniger Messjahren im Zeitraum 2009 – 2017 als ungesichert dargestellt (Abbildung 15).

Eine Darstellung bzw. Abfragemöglichkeit der konkret vorliegenden Belastungssituation an den regulatorisch relevanten Hot-Spots (Messstellen mit kontinuierlicher und sporadischer Belastung) wurde in einem GIS Projekt realisiert. Dazu wurden für jeden Hot-Spot Tabellen mit den jeweiligen Insektizid Nachweisen (Jahresmittelwerten, Jahresmaxima und Messintervall) erstellt und diese als Grafiken im GIS-Projekt mit dem Layer der Messstellen verknüpft. Durch Anklicken eines Messstellen-Features wird die jeweilige Belastungssituation als HTML-Pop-up angezeigt. So ist eine orts- und standortbezogene Abfrage einzelner Hot Spots in einer Kartenansicht möglich.

Neben der Kategorisierung aller Messstellen basierend auf dem Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017 wurden die Belastungskategorien auch für die kürzeren Zeiträume 2009 – 2014 und 2015 – 2017 ermittelt. Die Ergebnisse hierzu sind im Anhang in Abbildung 22 und Abbildung 23 dargestellt.

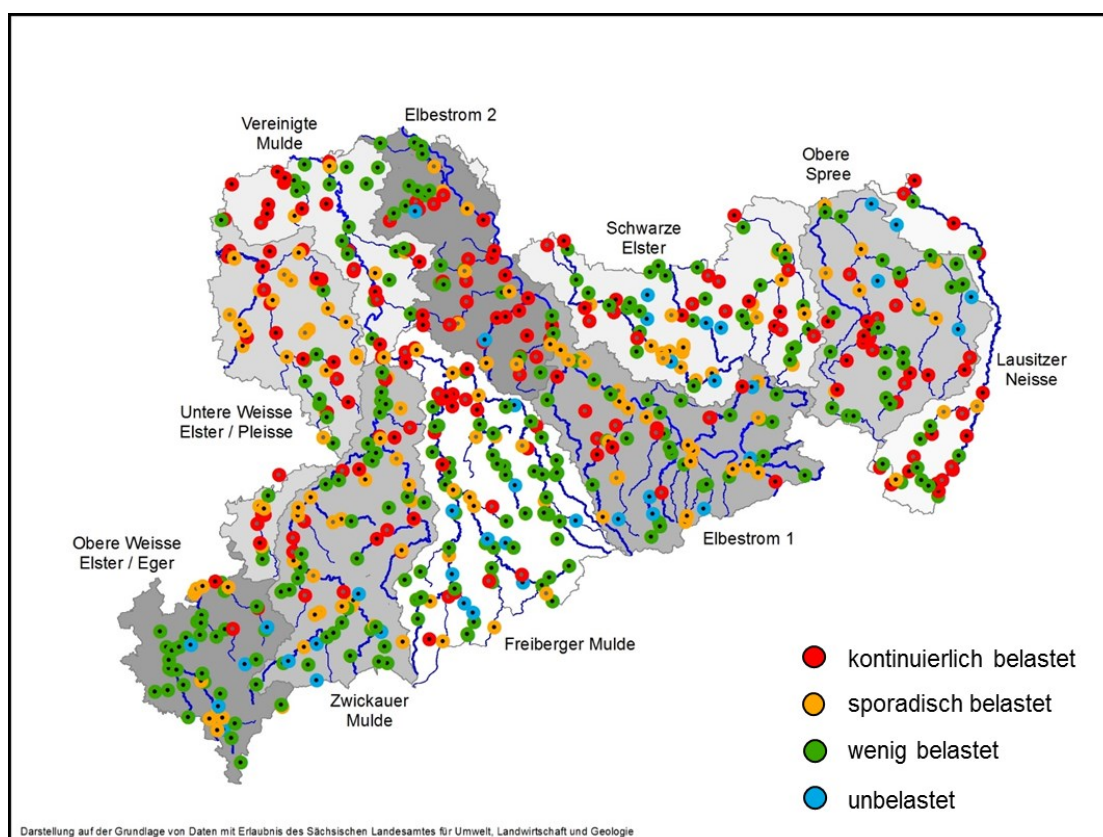


Abbildung 15: Verteilung der Kategorien der Insektizidbelastung für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017. Regulatorisch relevante Hot Spots: rot und orange. Schwarzer Innenpunkt: gesicherte Bewertung (mehr als 3 Messjahre im Untersuchungszeitraum, grauer Innenpunkt: ungesicherte Bewertung (3 oder weniger Messjahre im Untersuchungszeitraum).

Von den 175 MKZ_I mit kontinuierlicher Belastung sind 44 als prioritär bewerten (Abbildung 16). Hierbei handelt es sich um diejenigen Messstellen, die eine gesicherte Datenbasis aufweisen (mindestens 4 Messjahre) und bei denen darüber hinaus in > 75% der Messjahre eine Überschreitung der Richtwerte nachgewiesen wurde. Eine Liste dieser Messstellen mit Angabe welche Insektizide in welchen Jahr Gütekriterien überschreiten ist im Anhang in Tabelle 12 zusammen gestellt.

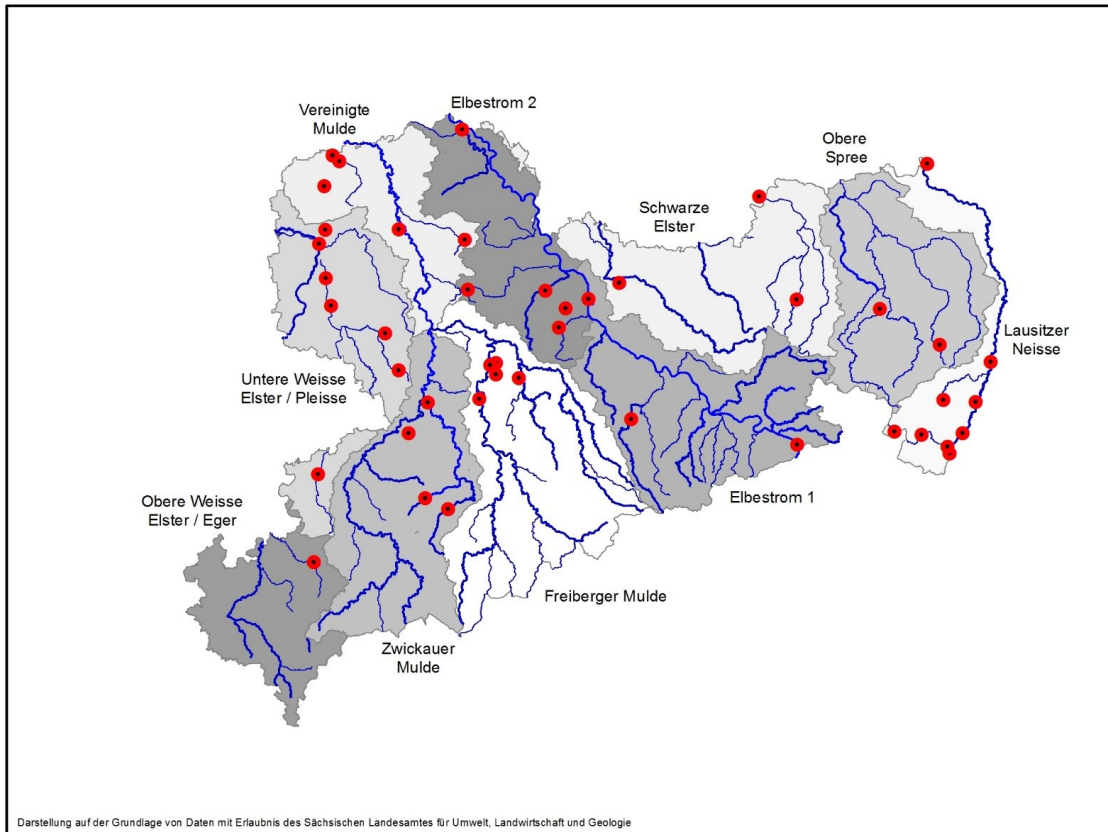


Abbildung 16: Verteilung der als prioritär eingestuften Messstellen.

4.2.1 Gesamtoxizität in den OWK Kategorien

Die Gesamt-Insektizidtoxizität einer Messstelle an einem Termin wird durch die TU_{Sum} dargestellt und ist in den OWK mit „kontinuierlich belasteten“ MKZ_I signifikant höher als in den als „sporadisch“ und „wenig belasteten“ eingestuft Gewässerstrecken (Abbildung 17). Die beiden letzten Kategorien unterscheiden sich ebenfalls signifikant voneinander. An den Messstellen der „kontinuierlich belasteten“ OWK ist demnach von einer deutlich stärkeren toxischen Beeinträchtigung des Makrozoobenthos auszugehen als in den übrigen Gewässerstrecken. In dem meisten Fällen liegt Gesamtoxizität unter 0,01 ($\log TU_{Sum} = -2$) und damit unter der RAK für die akute Standard-Risikobewertung. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die kürzeren Teilbeobachtungsräume 2009 – 2014 und 2015 – 2017 (siehe Anhang Abbildung 24).

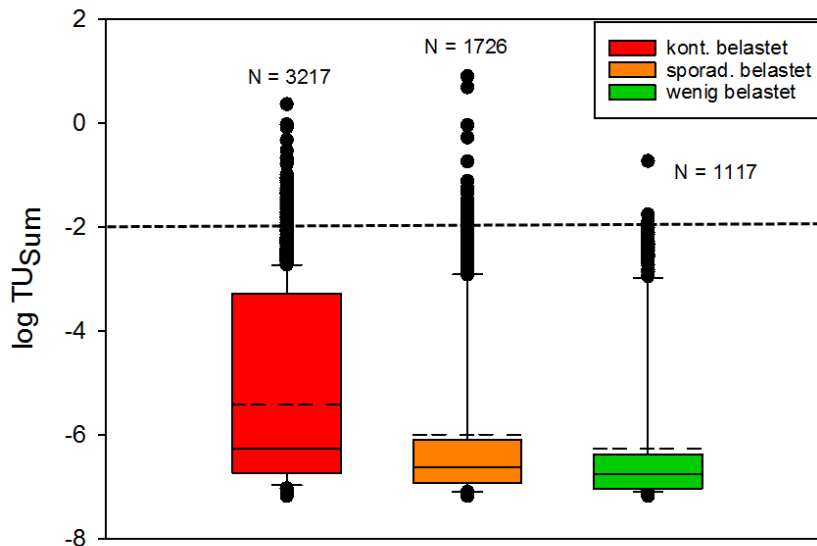


Abbildung 17: Berechnete Gesamtoxizität in den OWK Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009-2017. Box Plots: Durchgezogene Linie – Median, gestrichelte Linie arithmetischer Mittelwert. Gestrichelte Linie im Diagramm: $TU_{Sum} = 1$ entspricht EC_{50} *Daphnia magna*. Alle Kategorien unterscheiden sich signifikant voneinander. Varianzanalyse (ANOVA) nach Kruskal-Wallis mit anschließendem Dunn's posthoc-Test ($p < 0,001$)

4.2.2 Gewässerumfeld in den OWK Kategorien

Die Messstellen der Kategorien „kontinuierlich belastet“ und „sporadisch belastet“ weisen einen signifikant höheren Anteil an Ackerflächen in ihren E-EZG auf, während der Waldanteil bei den unbelasteten Messstellen deutlich, wenn auch nicht signifikant am größten ist (Abbildung 18). Insgesamt sind eine Abnahme der Ackerflächen von im Mittel 51% auf 27% und eine Zunahme der Waldflächen von im Mittel 21% auf 45% in den einzelnen E-EZG mit abnehmender Belastungskategorie zu beobachten.

Brinke et al. (2017) schlagen auf der Basis eigener Analysen und Resultaten anderer Studien eine Grenze von 40 % Landwirtschaft im EZG mit gleichzeitig möglichst geringem Anteil an urbaner Fläche (< 5 %) als Definition für landwirtschaftlich geprägte Kleingewässer vor. Auch im hier vorliegenden Datensatz, weisen die als unbelastet kategorisierten Gewässerabschnitte überwiegend weniger als 40% Ackerflächen in ihrem direkten E-EZG auf, während vor allem die kontinuierlich belasteten Messstellen häufig deutlich stärker landwirtschaftlich geprägt sind.

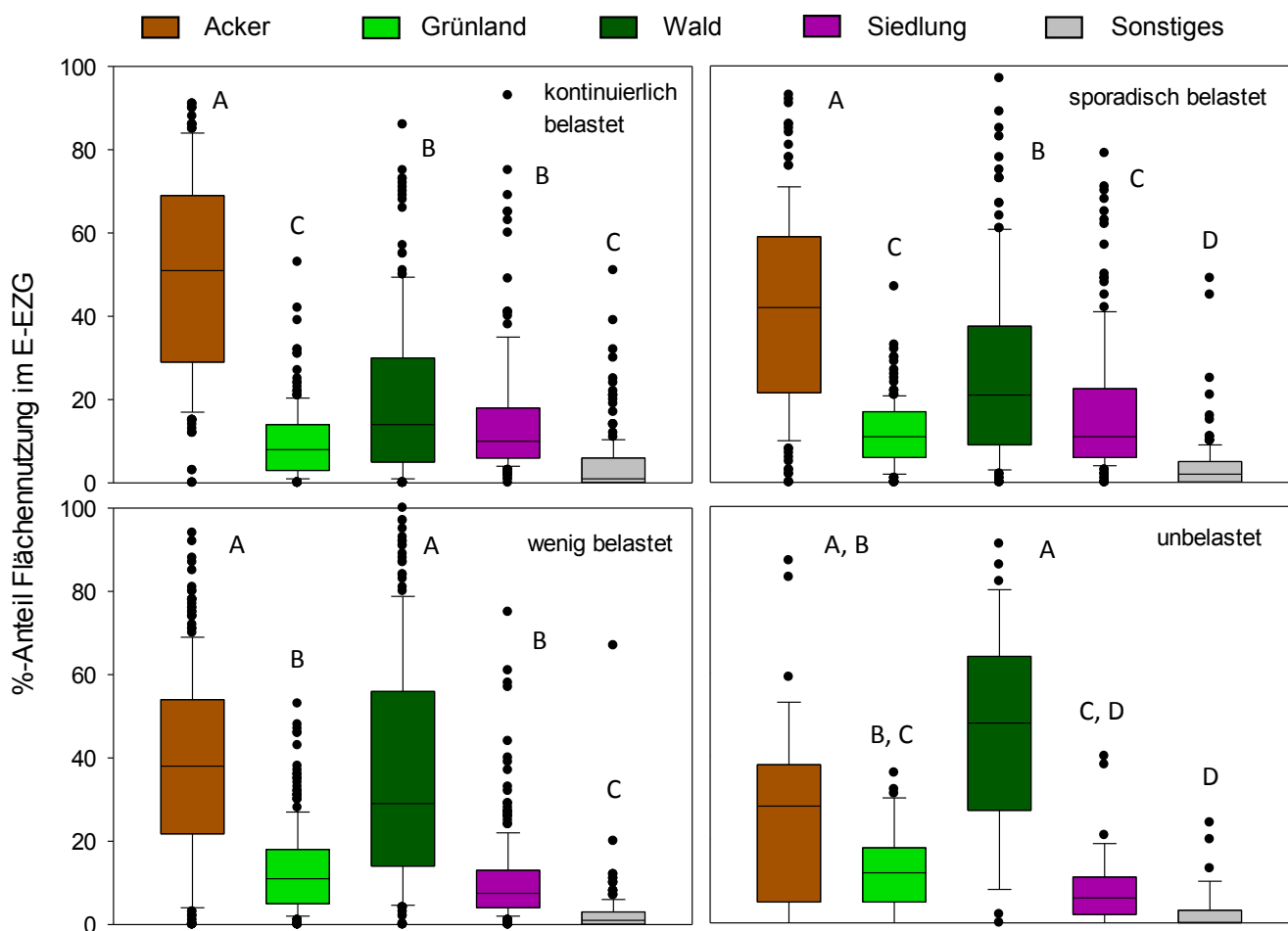


Abbildung 18: Verteilung der Anteile Flächennutzung in den E-EZG anhand der Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017. N = 175 (kontinuierlich belastet), 141 (sporadisch belastet), 259 (wenig belastet), 39 (unbelastet). Varianzanalyse (ANOVA) nach Kruskal-Wallis mit anschließendem Dunn's posthoc-Test ($p < 0,001$)

Hinsichtlich der Größe des Gesamt-Einzugsgebietes besteht kein so deutlicher Zusammenhang. Tendenziell besitzen die OWK ohne Insektizidbelastung ein kleineres Gesamt-EZG als die OWK, an deren Messstellen Insektizide

nachgewiesen wurden. Die Gesamt-EZG der regulatorisch relevanten Hot Spots (Belastungskategorien kontinuierlich und sporadisch belastet) sind deutlich größer. Acht der zehn OWK mit einer Gesamt-EZG-Größe > 1.000 km² befinden sich in diesen beiden Kategorien.

Tabelle 7: Größe der Gesamt-EZG [km²] für jeden OWK anhand der Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017

	Mittelwert	Minimum	Maximum	Anzahl
Kontinuierlich belastet	128,86	4,5	3.600	175
Sporadisch belastet	182,90	2,75	5.484	142
Wenig belastet	60,20	6	1.363	259
unbelastet	25,77	6	131,25	39

Ein Zusammenhang zwischen den Belastungskategorien und der Gewässerstrukturgüte an der jeweiligen MKZ_B sowie im gesamten OWK liegt besteht nicht.

4.2.3 Vergleich unbelastete und prioritäre Messstellen

Bei den Gewässerstrecken ohne Insektizidnachweis im Datensatz handelt es sich durchgehend um Bäche mit einer Gesamtgröße des Einzugsgebiets oberhalb der Messstelle < 150 km². Der überwiegende Anteil zeichnet sich darüber hinaus durch einem im Vergleich höheren Anteil an Waldflächen als an Ackerflächen sowohl im E-EZG als auch im Gesamt-EZG aus und auch die biologischen Ergebnisse liegen überwiegend im sehr guten und guten Gütebereich mit geringer Saprobie, einer ausreichenden Abundanz an EPT-Taxa und hohem Spear-Wert (Tabelle 8). Dem gegenüber zeichnen sich die als prioritär eingestuftes Messstellen durch deutlich größere Einzugsgebiete mit einem hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen und damit einem potentiell erhöhten Risiko für den Eintrag von Insektiziden aus. Außerdem deuten die überwiegend als stark bis vollständig verändert bewertete Gewässerstruktur im OWK und der höhere Habitatindex an der jeweiligen MKZ_B darauf hin, dass insgesamt eine reduzierte Habitatqualität vorliegt und darüber hinaus wahrscheinlich auch deutlich weniger strukturell intakte Erholungsstrecken zur Wiederbesiedlung beeinträchtigter Gewässerabschnitte vorhanden sind. Dem entsprechend sind der Anteil der überwiegend anspruchsvollen Eintags-, Stein- und Köcherfliegen und damit auch der stark korrelierte Spear_{Pesticide} (Abbildung 8) signifikant niedriger als an den unbelasteten Messstellen.

Die vorliegenden Auswertungen bestätigen damit Beobachtungen ähnlicher Studien insofern, dass die Insektizidbelastung und auch die Überschreitungen der Qualitätskriterien in landwirtschaftlich geprägten Gewässern größer sind als in nicht-landwirtschaftlich geprägten Gewässern.

Tabelle 8: Charakterisierung der Messstellen mit Einstufung in die OWK Bewertungs-Kategorien unbelastet und prioritär. Gruppenvergleich: zweiseitiger T-Test¹ bei normal verteilten und varianzhomogenen Daten, sonst Rang Summen Test nach Mann-Whitney²

	MW ± Stabw		Gruppen signifikant unterschiedlich
	unbelastet	prioritär	
Größe EZG [km ²]	25,77 ± 28,13	249,08 ± 630,88	Ja (p < 0,001) ²
Gesamttoxizität (TU _{Sum})	0	0,013 ± 0,029	Ja (p < 0,001) ²
Spear _{Pesticide}	1,15 ± 0,30	0,71 ± 0,29	Ja (p < 0,001) ¹
EPT% (HK)	50,3 ± 13,6	33,6 ± 13,6	Ja (p < 0,001) ¹
Saprobienindex	1,7 ± 0,4	2,2 ± 0,3	Ja (p < 0,001) ²
Flächennutzung Acker im E-EZG [%]	26,5 ± 22,1	48,3 ± 23,7	Ja (p < 0,001) ²
Flächennutzung Acker im Gesamt-EZG [%]	26,7 ± 22,3	50,4 ± 21,7	Ja (p < 0,001) ²
Flächennutzung Wald im E-EZG [%]	49,6 ± 27,4	17,4 ± 17,5	Ja (p < 0,001) ²
Flächennutzung Wald im Gesamt-EZG [%]	49,9 ± 27,6	19,8 ± 15,8	Ja (p < 0,001) ²
Habitatindex	4,0 ± 1,1	4,7 ± 1,1	Ja (p = 0,009) ²
GSG Klassen 1 – 3 [%]	30,5 ± 29,9	6,0 ± 11,9	Ja (p < 0,001) ²
GSG Klassen 5 – 7 [%]	53,5 ± 32,4	82,4 ± 21,0	Ja (p < 0,001) ²
	Anzahl		Gesamt Anzahl im Datensatz
Bäche des Mittelgebirges	30	16	339
Bäche des Tieflands	9	11	162
Flüsse des Mittelgebirges	0	7	48
Flüsse des Tieflands	0	6	42
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	0	3	8
Große Flüsse und Ströme des Tieflands	0	1	1

5 Zusammenhang von Insektizidbelastung und Spear_{Pesticide}

Der Spear_{Pesticide} sollte aufgrund der ökologischen Informationen, die er verrechnet, spezifisch auf erhöhte Pflanzenschutzmittelbelastung im Gewässer reagieren. Als biologischer Index integriert er dabei über einen längeren Zeitraum und sollte mit zunehmender Belastung durch Insektizide entsprechend reagieren. Der direkte Vergleich des Spear_{Pesticide} mit dem Jahres-Mittelwert und dem Jahres-Maximum der TU_{Sum} im gleichen Jahr konnte für 839 Datenpaare durchgeführt werden und findet keinen Zusammenhang (Pearson-Korrelationskoeffizient: 0,046, $p = 0,184$ (Jahres-MW); $0,014 p = 0,688$ (JahresMax)). Ein deutlicheres Bild ergibt die Gruppierung der Werte des Spear_{Pesticide} anhand der OWK-Belastungskategorien (Abbildung 19). Es besteht ein klarer Zusammenhang zwischen der Einstufung des OWK und den Ergebnissen des Spear_{Pesticide} an der entsprechenden MKZ_B. Die als unbelastet eingestuften OWK erreichen überwiegend auch Spear-Bewertungen der Güteklassen gut und sehr gut. Von den insgesamt 116 Aufnahmen des Makrozoobenthos die im Untersuchungszeitraum 2009 – 2017 an den Gewässerstrecken dieser Belastungskategorie durchgeführt worden sind, erreichen nur sechs lediglich die Güteklassen unbefriedigend und schlecht. Dabei handelt es sich überwiegend um vereinzelte Jahre mit deutlich besserer Bewertung im restlichen Untersuchungszeitraum. Lediglich an 2 OWK entspricht über einen längeren Zeitraum betrachtet die Belastungskategorie nicht der Einschätzung nach Spear (Tabelle 9).

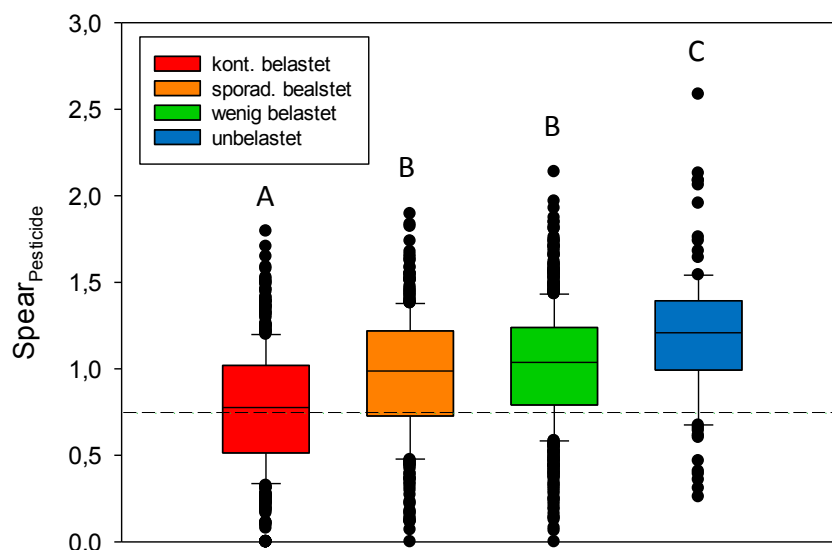


Abbildung 19: Spear_{Pesticide} in den Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017. N = 548 (kontinuierlich belastet), 389 (sporadisch belastet), 729 (wenig belastet), 116 (unbelastet). Varianzanalyse (ANOVA) nach Kruskal-Wallis mit anschließendem Dunn's posthoc-Test ($p < 0,001$). Gestichelte Linie: Spear_{Pesticide} Grenze zwischen den Güteklassen gut ($> 0,77$) – mäßig ($< 0,77$).

Zum Einen erreicht der Dobrabach im Oberflächengewässerkörper DESN_53848-1a (MKZ_B: OBF30940) seit 2013 in allen biologischen Untersuchungen lediglich den unbefriedigend Zustand nach Spear und indiziert damit eine Beeinträchtigung durch Insektizide, die durch die chemischen Messungen nicht bestätigt werden kann. Daneben zeigt der ebenfalls als unbelastet eingestufte Kaltenbach (DESN_5384842) seit 2011 eine kontinuierliche Abnahme im Spear, ohne dass Insektizide nachgewiesen werden konnten. Insgesamt können aber die durch Insekti-

zide überwiegend unbelasteten Gewässerstrecken halbwegs sicher durch den $Spear_{Pesticide}$ dargestellt werden. Auch die Gruppe der als kontinuierlich belastet eingestuftem OWK unterscheiden sich signifikant von den übrigen Belastungs-Kategorien. Allerdings indiziert der berechnete $Spear_{Pesticide}$ mit Werten $> 0,77$ oft einen guten oder vereinzelt sogar sehr guten Zustand (Abbildung 19). Die Spear-Werte der sporadisch und wenig belasteten OWK liegen ebenfalls überwiegend im Bereich des guten und sehr guten Zustands.

Ein vergleichbares Bild ergibt der mit dem $Spear_{Pesticide}$ stark korrelierte Anteil der EPT-Taxa in den Belastungskategorien. Auch hier lassen sich die als kontinuierlich belasteten und unbelasteten OWK überwiegend abgrenzen.

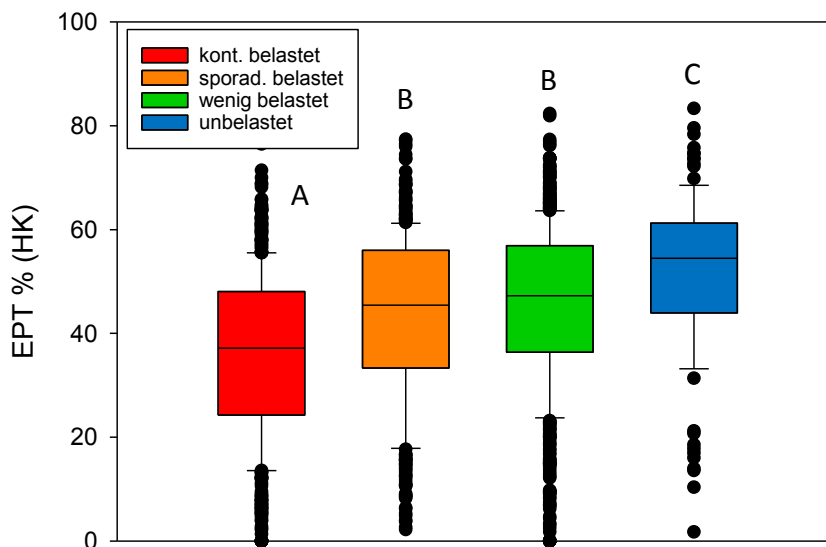


Abbildung 20: EPT% (HK) in den Belastungskategorien für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017. N = 521 (kontinuierlich belastet), 389 (sporadisch belastet), 729 (wenig belastet), 116 (unbelastet). Varianzanalyse (ANOVA) nach Kruskal-Wallis mit anschließendem Dunn's posthoc-Test ($p < 0,001$).

In Tabelle 9 ist der Anteil der Übereinstimmungen der Bewertung nach $Spear_{Pesticide}$ und den OWK-Belastungskategorien dargestellt. Es wurden alle im Untersuchungszeitraum an einem OWK ermittelten Spear-Werte zusammen betrachtet und danach unterschieden ob die jeweilige Gewässerstrecke immer unbefriedigend und schlecht, überwiegend mäßig und schlechter, überwiegend mäßig und besser oder überwiegend gut und sehr gut bewertet sind. Diese Einteilung der OWK wurde anschließend den Belastungskategorien gegenüber gestellt. Es zeigt sich, dass der überwiegende Anteil der untersuchten Gewässerabschnitte unabhängig von der Einstufung in eine OWK-Belastungskategorie nach Spear einen sehr gute bis guten oder zumindest mäßigen Zustand aufweist. An diesen Messstellen gibt die Zusammensetzung des Makrozoobenthos demnach keinen Hinweis auf eine mögliche Belastung mit Insektiziden sondern indiziert sogar einen geringen bis fehlenden Einfluss von Pflanzenschutzmitteln. Auch ca. 50% der als prioritär eingestuftem Gewässerabschnitte, in denen also kontinuierlich Insektizide in hohen Konzentrationen nachgewiesen werden, liegen in allen biologischen Untersuchungen in den Spear-Klassen mäßig bis sehr gut (Tabelle 9). Nur bei rund 11% der kontinuierlich belasteten Gewässerabschnitte (16% bei prioritär) ist auch die Bewertung nach Spear immer unbefriedigend bis schlecht. In allen sporadisch und wenig belasteten OWK indiziert das Makrozoobenthos zumindest zeitweise ein mäßiger Zustand nach Spear, so dass 25,5% bzw. 18,5% der Gewässerstrecken im Untersuchungszeitraum nach Spear überwiegend als mäßig und schlechter bewertet werden. Das Makrozoobenthos der Gewässerstrecken mit einer OWK-Bewertung wenig belastet indiziert zu weiteren 18,5% überwiegend einen mäßigen und besseren Zustand nach Spear. Mit der Ab-

nahme der Insektizidbelastung ist also eine Verschiebung der Spear-Bewertung von eher schlecht nach eher gut zu beobachten, wobei die Spear-Bewertung eher besser ausfällt als aufgrund der Insektizidbelastung angenommen wird.

Insgesamt ergibt sich also kein klares Bild mit eindeutigen Zusammenhang zwischen der Spear-Bewertung des Makrozoobenthos und der gemessenen Insektizidbelastung. Ein Grund hierfür könnte bei einigen OWK in der Dichtedichte liegen. Je weniger Messjahre zum Abgleich der gemessenen Insektizidkonzentrationen mit den Qualitätskriterien zur Verfügung stehen, desto größer ist die Unsicherheit bei der Beurteilung ob es sich um einen stärker oder weniger stark belasteten Gewässerabschnitt handelt. So könnten einerseits zufällig erfasste seltene Überschreitungen der RAK oder UQN zu einer zu pessimistischen Einstufung hinsichtlich der tatsächlichen Insektizidbelastung führen, während andererseits methodisch bedingt Belastungsspitzen nicht festgestellt werden und daher die tatsächlich im Gewässer auftretenden Konzentrationen zu gering eingeschätzt werden.

Tabelle 9: Vergleich der Einstufung in OWK-Belastungskategorie und Ergebnisse Spear_{Pesticide} für den Gesamtuntersuchungszeitraum 2009 – 2017. Spear-Bewertung Klasse: 5 = schlecht, 4 = unbefriedigend, 3 = mäßig, 2 = gut, 1 = sehr gut

OWK-Belastungskategorie	Entspricht Spear-Bewertung	Anzahl OWK in OWK-Belastungskategorie	% - Anteil OWK mit Spear-Bewertung			
			immer 4-5	überwiegend 3 und schlechter	überwiegend 3 und besser	überwiegend 1-2
Kontinuierlich belastet (prioritär)	unbefriedigend bis schlecht	44	15,9	34,1	9,1	40,9
Kontinuierlich belastet (alle)	unbefriedigend bis schlecht	175	11,4	33,1	16,0	39,4
Sporadisch belastet	mäßig bis schlecht	141	0	25,5	5,7	68,8
Wenig belastet	mäßig bis sehr gut	260	0	18,5	18,5	63,1
Unbelastet	gut bis sehr gut	39	2,6	2,6	17,9	76,9

Ein Spear-Wert, der deutlich besser ausfällt, als die gemessene Belastungssituation erwarten lässt kann durch Abschnitte guter Habitatqualität oberhalb der Messstelle erreicht werden. Sie dienen als potenzielle Refugialräume für sensitive Arten aus denen eine Wiederbesiedlung der belasteten Gewässerabschnitte stattfinden kann und führen damit zu einer Aufwertung im Spear_{Pesticide}. Daher wurden für die als kontinuierlich belastet eingestuften Gewässerstrecken analysiert, ob die Gewässerstrukturgüte (GSG) an der MKZ_B und im gesamten E-EZG die Ergebnisse des Spear_{Pesticide} beeinflusst. Es wurden Korrelationen zwischen dem für den jeweiligen OWK aktuellsten Spear-Wert und dem Habitatindex sowie der GSG-Klasse um den Bereich der jeweiligen MKZ_B und den % Anteilen der GSG-Klassen 1-3 (naturnah – mäßig beeinträchtigt) und 5-7 (merklich – übermäßig geschädigt) gerechnet.

Im Ergebnis zeigt die GSG nur einen geringen bis mittleren Zusammenhang mit den Ergebnissen des Spear_{Pesticide} und dem Anteil der EPT-Taxa. Eine systematische Aufwertung durch Gewässerstrecken, die als Wiederbesiedlungsbereiche dienen, kann daher nicht festgestellt werden. So indiziert z.B. das Makrozoobenthos in den prioritären OWK Gewässer DESN_537346 (Mehltheuer Bach), DESN_538-4 (Schwarze Elster 4), DESN_5666-2 (Pleiße 2), DESN_67414-3 (Mandau 3) und DESN_674-4 (Lausitzer Neiße 4) einen guten oder sehr guten Zustand nach Spear mit gleichzeitig > 90% merklich bis übermäßig geschädigter GSG. Die genannten OWK sind alle als HMWB-Gewässer eingestuft. Aber auch NWB-Gewässer wie der Hopfenbach (DESN_5384922) und der Albrechtsbach (DESN_582288) zeigen trotz vermeintlich hoher Insektizidbelastung und schlechter GSG im E-EZG eine gute Bewertung nach Spear. Ein Beispiel für eine mögliche Aufwertung des Spear_{Pesticide} durch Wiederbesiedlung aus Refugialabschnitten ist der ebenfalls als prioritär eingestufte Mortelbach 2 (DESN_5426986-2) mit ausschließlich guter und sehr guter Spear-Bewertung und überwiegend wenig beeinträchtigter GSG im OWK.

Tabelle 10: Pearson Korrelationskoeffizienten ausgewählter Maßzahlen der Gewässerstrukturgüte und den biologischen Maßzahlen SpearPesticide, EPT % (HK) und Saprobien Index für die OWK der Belastungskategorie kontinuierlich belastet. * Korrelationen signifikant $p < 0,05$. Stärke der Korrelation: $< 0,3$ gering; $0,3-0,5$ mittel, $0,5-0,8$ stark, $> 0,8$ sehr stark.

Maßzahl Gewässerstrukturgüte	Spear _{Pesticide}	EPT % (HK)	SI
Habitatindex	-0,382	-0,393*	0,442
GSG Klassen 1 – 3 [%]	0,290*	0,333*	-0,347*
GSG Klassen 5 – 7 [%]	-0,325*	-0,384*	0,371
GSG Klasse an MKZ_B	-0,240*	-0,238*	0,232

Für eine Reihe von OWK werden die im Freiland beobachteten Effekte im Spear deutlich niedriger angezeigt als aufgrund der gemessenen Insektizidbelastung zu erwarten ist. Unter der Voraussetzung, dass die Ableitung der Qualitätskriterien RAK und UQN realistisch und relevant für eine Risikobewertung im Freiland sind, bleibt offen warum der Spear-Index den Einfluss von PSM auf das Makrozoobenthos unterschätzt. Diese Beobachtung gilt auch wenn nur die prioritären OWK mit großer Datendichte und hoher Insektizidbelastung herangezogen werden. Ist die Bewertung mittel Spear hingegen deutlich schlechter als es aufgrund der Insektizidnachweise zu erwarten ist, ist dies zum einen ein Hinweis darauf, dass die tatsächlich im Gewässer auftretenden Konzentrationen durch das operative Monitoring nicht ausreichend erfasst werden oder dass weitere, hier nicht betrachtete Wirkstoffe anderer Substanzgruppen die Haupttreiber der toxischen Wirkung auf die Makroinvertebraten sein könnten. Die reale auf das Makrozoobenthos wirkende Toxizität wäre also unterschätzt. Zum anderen kann es sein, dass im vorliegenden Datensatz der Spear auch auf andere Stressoren wie eine degradierte Gewässermorphologie oder Nährstoffeinträge reagiert. Dafür spricht auch starke Korrelation zu den überwiegend auf strukturelle Defizite reagierenden Anteilen der EPT-Taxa und dem Fauna Index (Abbildung 7 und Abbildung 21).

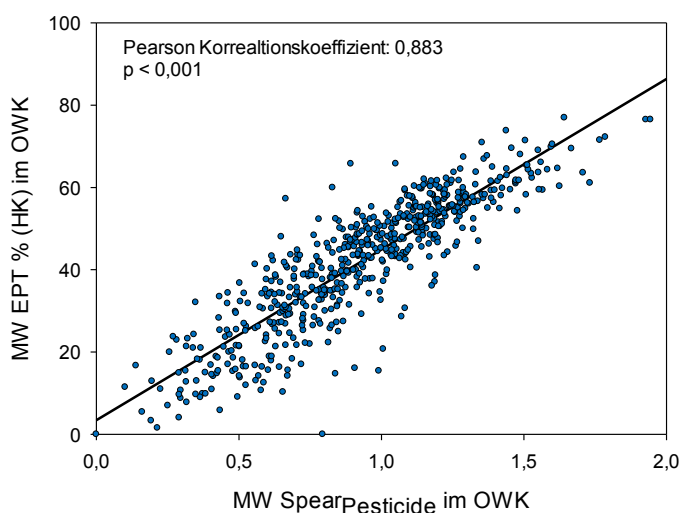


Abbildung 21: Vergleich der Ergebnisse der Mittelwerte SpearPesticide (Spear Calculator) und dem EPT % (HK) für jede OWK.

So erreicht der Lauchbach (DESN_549442) mit wenig beeinträchtiger GSG im OWK und hohem Waldanteil im Gesamt-EZG lediglich eine mäßige bis unbefriedigende Spear-Bewertung bei geringer Insektizidbelastung. Dieser OWK ist allerdings nur insgesamt in zwei Messjahren untersucht, so dass hier eventuelle die im Gewässer tatsächlich vorherrschenden Bedingungen nicht ausreichend abgebildet sind.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos im dem zumindest bis 2014 regelmäßig nach Insektiziden untersuchten Grünen Mühlenach (DESN_537496) ergeben trotz halbwegs intakter GSG einen deutlich reduzierten Anteil an EPT-Taxa und auch der Spear_{Pesticide} indiziert eine Insektizidbelastung, die durch das chemische Monitoring zunächst nicht belegt werden kann. Das überwiegend nachgewiesene Insektizid in diesem OWK ist DEET für das weder eine RAK noch eine UQN vorliegt. Der für die Auswertung genutzte Grenzwert aus der Trinkwasserverordnung ist sehr wahrscheinlich viel zu hoch und bildet die Wirkschwelle im Freiland nicht ab. Somit ist hier die OWK-Bewertungskategorie sehr wahrscheinlich zu optimistisch. Außerdem könnten andere, hier nicht integrierte Wirkstoffe den Effekt auf das Makrozoobenthos ausmachen. Gleiches gilt für die Faule Parthe (DESN_56684) in der bis 2014 regelmäßig DEET als einziges Insektizid nachgewiesen wurde und die trotz unbefriedigendem Zustand nach Spear nur als gering belastet eingestuft ist.

Auch in den wenig belasteten OWK DESN_5384844 (Schönfelder Bach), DESN_538494 (Spitalbach), DESN_549686-2 (Schadebach 2), DESN_5666886 (Bürschgraben), DESN_567822 (Strengbach) und DESN_537368 (Sandbach) sind sowohl der Spear_{Pesticide} als auch der %-Anteil der EPT-Taxa als unbefriedigend und schlecht bewertet. Alle genannten Gewässerabschnitte zeichnen sich allerdings durch eine überwiegend beeinträchtigte GSG (%-Anteil GSG in Klasse 5-7: 83 – 100%; HI: 4,6 – 6,6) und einen hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen (> 60%) mit gleichzeitig geringem Waldanteil (< 15%) im Gesamt-EZG aus. Auch wenn für einige dieser OWK die Datendichte für die Insektizidbelastung gering ist (2 – 3 Messjahre im Gesamtuntersuchungszeitraum) und überwiegend DEET nachgewiesen wurde, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die schlechten Ergebnisse der biologischen Untersuchungen auch zumindest zum Teil durch eine unzureichende Gewässerstruktur bedingt sind.

6 Abschließende Beurteilung

6.1 Beantwortung der explizit formulierten Fragen

■ An welchen Wasserkörpern kann eine mit dem Spear-Index indizierte Insektizidbelastung durch chemische Messungen bestätigt werden?

Ein Vergleich des Spear-Index mit den im Gewässer gemessenen Insektiziden und den daraus abgeleiteten OWK-Belastungskategorien ist nur sicher möglich, sofern die Datengrundlage ausreichend und gesichert ist. Dies ist für alle als prioritär eingestufteten OWK der Fall. Eine unbefriedigende bis schlechte Spearklasse mit gleichzeitig hoher Insektizidbelastung wurde für rund 20 der kontinuierlich belasteten OWK gefunden (7 davon prioritär, Tabelle 11). In weiteren 60 Gewässerstrecken (15 davon prioritär) indiziert der Spear_{Pesticide} einen überwiegend mäßigen bis schlechten Zustand. Hier ist die Anzahl der Messjahre jedoch teilweise nicht ausreichend, um eine gesicherte Bewertung vorzunehmen.

Tabelle 11: OWK_ID der kontinuierlich belasteten OWK mit gleichzeitiger Spearklasse mäßig (3), unbefriedigend (4) und schlecht (5)

prioritär Spear 4-5		prioritär Spear überwiegend 3-5	
DESN_537334-1	Ketzerbach-1	DESN_5-0_CZ	Elbe-0
DESN_537348-1	Keppritzbach-1	DESN_5-1	Elbe-1
DESN_54918-2	Ottendorfer Saubach	DESN_5-2	Elbe-2
DESN_5496-3	Lober-3	DESN_53736-1	Döllnitz-1
DESN_54964	Strengbach	DESN_53812-1	Klosterwasser-1
DESN_5668-4	Parthe-4	DESN_54248	Klatschbach
DESN_566898	Nördliche Rietzschke	DESN_5426956	Altmittweidaer Bach
		DESN_5426986-1	Mortelbach-1
		DESN_54924	Bortewitzer Bach
		DESN_5666-4	Pleiße-4
		DESN_566688-1	Eula-1
		DESN_5666884-2	Heinersdorfer Bach-2
		DESN_566692-2	Göselbach-2
		DESN_582412	Reichenbacher Wasser
		DESN_6743218	Erlichbach

Für eine realistischere Beurteilung der Insektizidbelastung sollte darüber nachgedacht werden, die Datengrundlage der Insektizide zumindest für einige Gewässerabschnitte zu verbessern. Durch ereignisbezogenen Probenahmen, Mischproben oder dem Einbringen von Passivsamplern in den Monaten mit starkem Insektizideinsatz könnte die Menge und Häufigkeit an PSM, die tatsächlich in die Gewässer eingetragen werden deutlich besser abgeschätzt werden.

- Reagiert der Spear-Index an allen Wasserkörpern, für die im chemischen Routine Monitoring eine Insektizid Belastung festgestellt wurde?

Nein, wie in Tabelle 9 dargestellt, indiziert das Makrozoobenthos in rund 50% der OWK mit prioritärer Einstufung zu keinem Zeitpunkt einer Spear-Klasse schlechter als 3 (mäßig).

- Gibt es einen Zusammenhang zwischen einer Belastungsanzeige im Spear-Index und den Spitzenwerten der Insektizidnachweise?

Nein, sowohl der Abgleich der maximalen als auch der mittleren TU_{Sum} eines Jahres mit dem $Spear_{Pesticide}$ aus dem gleichen Jahr zeigten keinen Zusammenhang. Über die Klassifikation der OWK anhand der Häufigkeit der Nachweise von Insektiziden und der Überschreitungen der Qualitätskriterien konnten zumindest die unbelasteten OWK abgrenzt werden. Die detaillierten Ergebnisse sind in Kapitel 5 dargestellt.

- Kommt es zu offensichtlich falschen Belastungsanzeigen durch den Spear-Index?

Eine schlechte Bewertung des Makrozoobenthos im Spear-Index an unbelasteten Gewässerabschnitten (OWK ohne Insektizidnachweis im gesamten Datensatz) trat nur vereinzelt auf (Tabelle 9) und ist in Kapitel 5 genauer erläutert.

- Ist der Spear-Index ein geeignetes Instrument für die Ermittlung von Insektizidbelastungen aus den routinemäßig erhobenen Daten des Landesmessprogramms? Wo liegen Vorteile und Grenzen des Verfahrens?

Im Rahmen der vorliegenden Auswertung wurde durch den Fokus auf ausgewählte Substanzen mit insektizider Wirkung lediglich ein Teil der an den Messstellen wirksamen Gesamttoxizität betrachtet. Dies war insofern auch sinnvoll, da unter anderem gezielt untersucht werden sollte, ob die Ergebnisse des $Spear_{Pesticide}$ im vorhandenen Datensatz des Routine Monitorings einen deutlichen Zusammenhang mit dem Nachweis von Insektizide besitzen. Es zeigt sich, dass der Spear-Index nicht in der Lage die im Gewässer auftretenden Insektizidbelastungen eindeutig und sicher abzubilden. In einer Reihe von Fällen indiziert das Makrozoobenthos vor allem deutlich bessere Zustände, als nach der Bewertung anhand der gemessenen PSM-Konzentrationen zu erwarten wäre. Mögliche Gründe hierfür sind in Kapitel 5 anhand von Beispielen dargestellt. Der $Spear_{Pesticide}$ ist demnach kein geeigneter Stellvertreter für ein Insektizid-Monitoring.

Eine schlechte Bewertung im Spear-Index indiziert andererseits durchaus eine Degradation der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos. Durch den starken Zusammenhang zu andern biologischen Indices wie z.B. dem Saprobienindex, dem %-Anteil EPT (HK) und dem Fauna Index, die vor allem auf saprobielle Belastungen oder einer Beeinträchtigung der Gewässermorphologie regieren, kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass diese Stressoren die Höhe des $Spear_{Pesticide}$ mit beeinflussen und dieser damit nicht spezifisch auf PSM reagiert.

Vor diesem Hintergrund bleibt die abschließende Beurteilung ob an einem Gewässerabschnitt eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthos durch Insektizide vorliegt immer eine Einzelfallbetrachtung, die nicht pauschal beantwortet werden kann. Vielmehr sollten die Ergebnisse der Bewertung nach Spear gemeinsam mit weiteren biologischen Indices, der chemischen Belastungssituation im Gewässer weiterer möglicher Stressoren wie eine geschädigte GSG und eine starke landwirtschaftliche Nutzung im Umland zur Beantwortung dieser Frage im Zusammenhang genutzt und durch Experten individuell interpretiert werden.

6.2 Ausblick

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos an in einem Gewässerabschnitt integriert alle wirksamen Umweltfaktoren und damit auch die anthropogenen Stressoren (hydrologisch, morphologisch, chemisch) über die Zeit. Abschnitte deren Biozönose mindestens einen guten ökologischen Zustand indiziert sind daher auch bei nachgewiesener Insektizidbelastung nicht nachhaltig beeinträchtigt, sondern besitzen die Fähigkeit diese negativen Einflüsse zu kompensieren. Gewässerabschnitte mit einer degradierten Lebensgemeinschaft müssen hingegen durch geeignete Maßnahmen aufgewertet werden. Daher ist es hier wichtig den treibenden Stressor für den unzureichenden ökologischen Zustand möglichst genau zu identifizieren um entsprechende Handlungen abzuleiten. Für eine solche Auswertung müssen sowohl hydromorphologische Einflussgrößen als auch eine breitere Palette chemischer Daten einbezogen werden. Hierzu zählen neben den Pharmaka und Schwermetallen auch weitere Pestizide wie z.B. Herbizide, die in großen Aufwandsmengen eingesetzt werden, und die bei einem Eintrag in die Gewässer das Makrozoobenthos z.B. durch Effekte auf das Periphyton indirekt schädigen können. Außerdem sollten bei einer solchen Betrachtung der chemischen Gesamtbelastung auch die verschiedenen Eintragsquellen (z.B. diffus durch Landwirtschaft, Kläranlagen als Punktquellen) genauer unterschieden werden. Durch eine stoffgruppenübergreifende Auswertung kann so differenziert werden, welche Substanzen über welche Eintragspfade die Lebensgemeinschaft maßgeblich beeinträchtigen.

Neben der Wasserqualität besitzen die Strukturparameter großen Einfluss auf die Zusammensetzung der Biozönose. So beeinträchtigen Veränderungen von Wasserhaushalt und Abflussverhalten v.a. aufgrund eines massiven Gewässerausbaus zugunsten intensiver Nutzungen die Lebensraumfunktion von Gewässern. Dies spiegelt sich dann häufig auch in den morphologischen Verhältnissen wieder. Die Gewässerabschnitte sind ausgebaut und strukturell degradiert. Dazu kommen Beeinträchtigungen im direkten Gewässerumfeld wie z.B. ein fehlender Gehölzsaum und im Einzugsgebiet. Alles zusammen wirkt sich negativ auf die Habitatqualität und damit auf die Güte der Lebensgemeinschaften aus. Durch eine Verschneidung von gewässerstrukturellen Habitateigenschaften und einer chemischen Belastung könnte untersucht werden, welchen Einfluss die Gewässerstruktur auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos an einem Gewässerabschnitte konkret besitzt und welchen Stellenwert die morphologischen Defizite insgesamt einnehmen.

Im Ergebnis könnte so ein Beitrag zu einer zielorientierten Maßnahmenplanung geliefert werden.

Anhang

Darstellung der Insektizidbelastung in den Teil-Untersuchungszeiträumen 2009 – 2014 und 2015 - 2017

Für die Teil-Untersuchungszeiträume ist zusätzlich zu den bisher verwendeten Belastungs-Kategorien die Kategorie deutlich belastet dargestellt. Hierbei handelt es sich um diejenigen OWK, die im jeweiligen Gesamt-Untersuchungszeitraum als regulatorisch relevanter Hot Spot (sporadisch oder kontinuierlich belastet) bewertet sind, aber keine Überschreitung eines Qualitätskriteriums im betrachteten kürzeren Teil-Untersuchungszeitraum aufweisen.

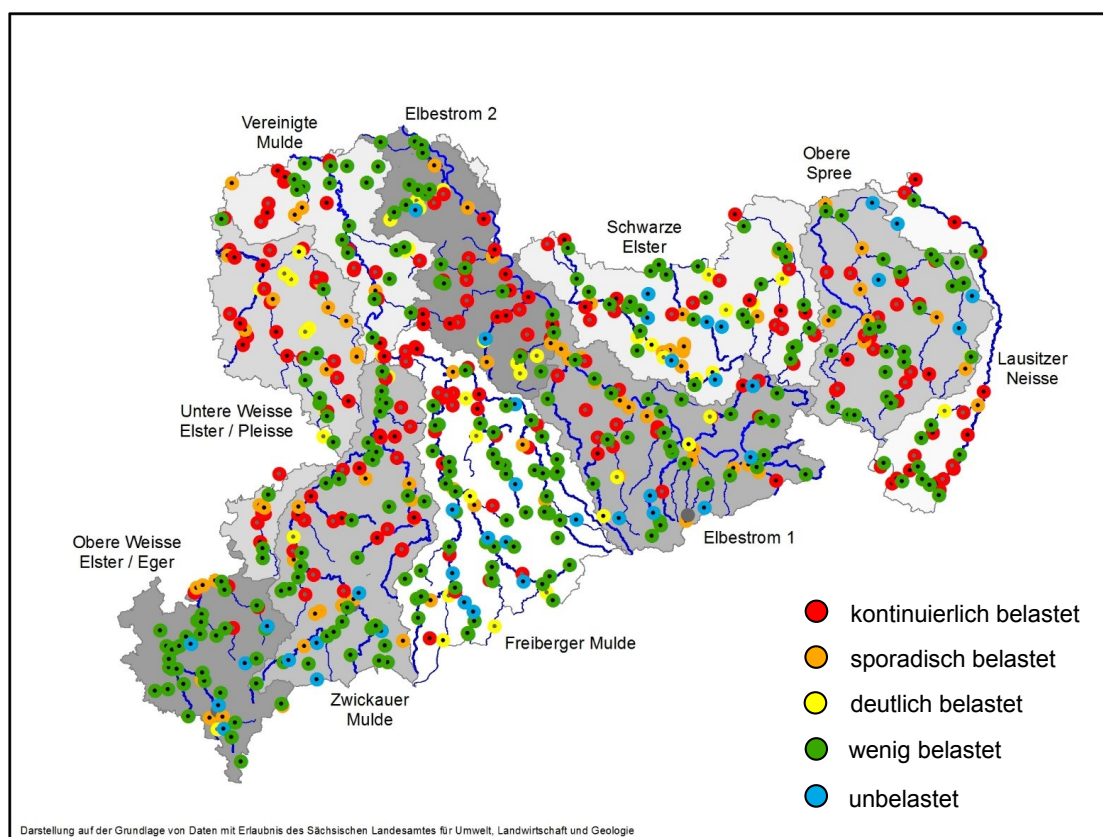


Abbildung 22: Verteilung der Kategorien der Insektizidbelastung für den Teiluntersuchungszeitraum 2009 – 2014. Regulatorisch relevante Hot Spots: rot, orange, gelb. Schwarzer Innenpunkt: gesicherte Bewertung (mehr als 3 Messjahre im Untersuchungszeitraum, grauer Innenpunkt: ungesicherte Bewertung (nur ein oder zwei Messjahre im Untersuchungszeitraum).

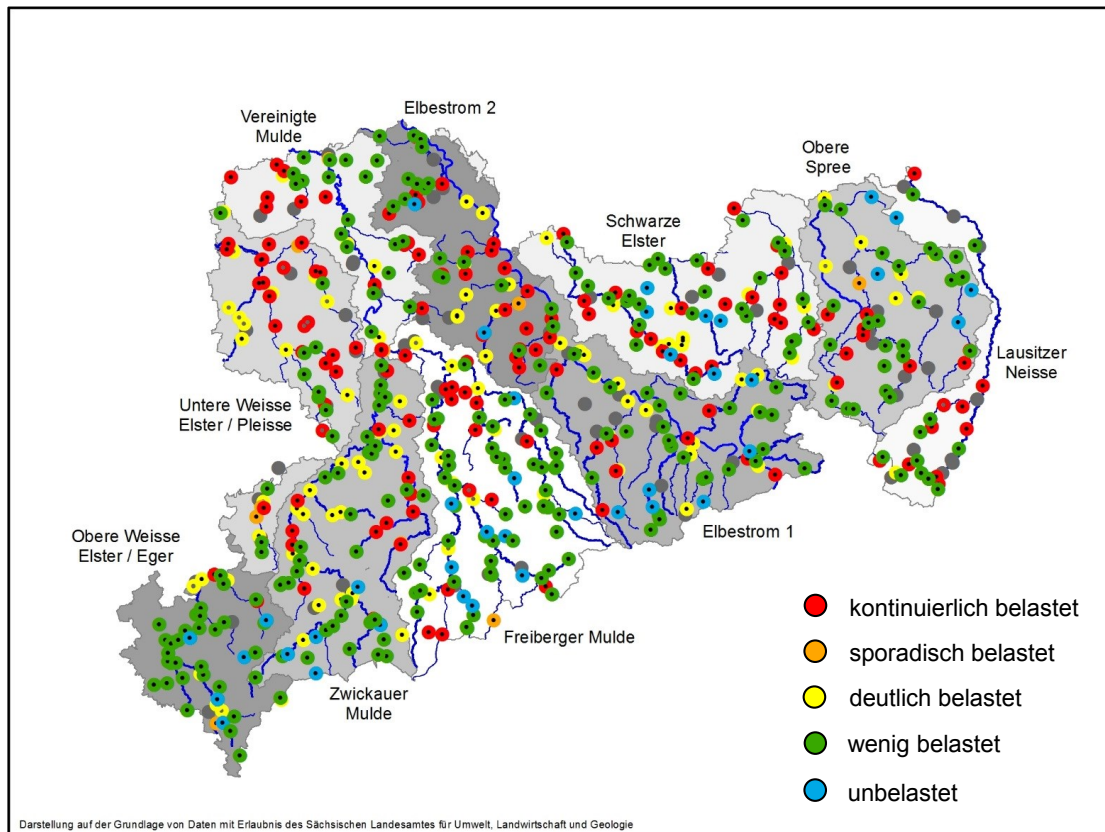


Abbildung 23: Verteilung der Kategorien der Insektizidbelastung für den Teiluntersuchungszeitraum 2015 – 2017. Regulatorisch relevante Hot Spots: rot, orange, gelb. Schwarzer Innenpunkt: gesicherte Bewertung (mehr als 3 Messjahre im Untersuchungszeitraum, grauer Innenpunkt: ungesicherte Bewertung (nur ein Messjahr im Untersuchungszeitraum)).

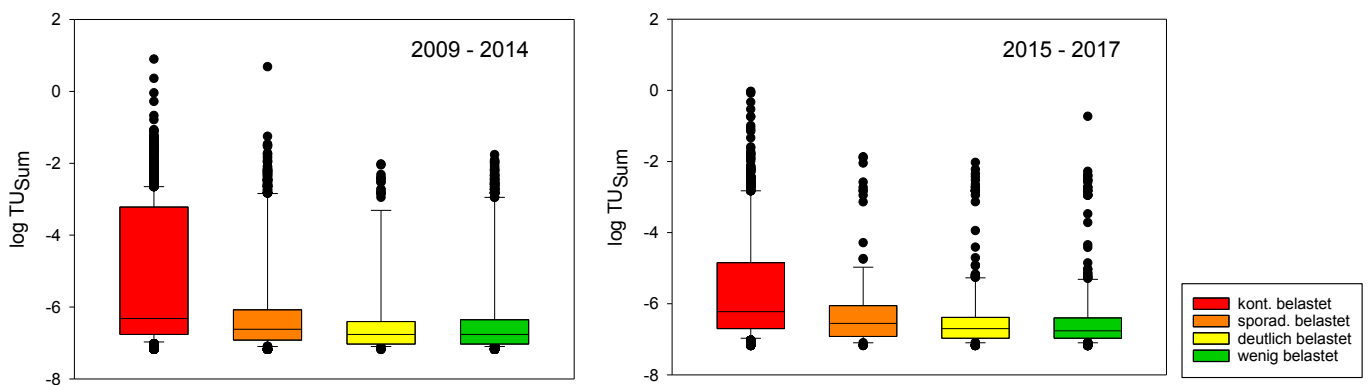


Abbildung 24: Berechnete Gesamtoxizität in den OWK Belastungskategorien für die Teiluntersuchungszeiträume 2009 – 2014 und 2015 – 2017. Box Plots: Durchgezogene Linie – Median, gestrichelte Linie arithmetischer Mittelwert.

Prioritäre Messstellen mit Auflistung der Gütekriterien-Überschreitungen

Tabelle 12: Liste der als prioritär eingestuften Messstellen

OWK_ID	OWK_Name	Qualitäts- klasse* Spear _{Pesticide}	Anzahl Mess- jahre Insektizide	Insektizidnachweise > Gütekriterium
DESN_5-0_CZ	Elbe-0	unbefriedigend	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Cypermethrin DEET Deltamethrin Imidacloprid RAK 2009 – 2017 ZHK-UQN, JD-UQN 2011 TrinkwV 2010, 2011, 2013, 2014, 2016 RAK 2016 RAK, JD-UQN 2015, 2017
DESN_5-1	Elbe-1	mäßig	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Imidacloprid RAK 2009 – 2017 RAK 2013 TrinkwV 2009 – 2011, 2013, 2014, 2016 RAK 2015, 2017 JD-UQN 2015 – 2017
DESN_5-2	Elbe-2	mäßig	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Imidacloprid RAK 2009 – 2017 TrinkwV 2009, 2011, 2013, 2014, 2016 RAK, JD-UQN 2015, 2017
DESN_5372172	Höckenbach	gut	4 (2009 – 2011, 2015)	Chlorpyrifos-ethyl DEET RAK 2010 TrinkwV 2011, 2015
DESN_537334-1	Ketzerbach-1	unbefriedigend	4 (2010, 2011, 2016, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Cypermethrin Imidacloprid RAK 2010 RAK 2017 RAK, ZHK-UQN 2017 JD-UQN 2016
DESN_537346	Mehltheuer Bach	gut	7 (2010, 2012 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Cypermethrin RAK 2012, 2016 RAK 2012 – 2014, 2017 JD-UQN 2010
DESN_537348-1	Keppritzbach-1	unbefriedigend	4 (2012, 2015 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Imidacloprid Pirimicarb Thiacloprid RAK 2016 RAK 2012, 2016 JD-UQN 2016 RAK 2015 RAK 2017
DESN_53736-1	Döllnitz-1	schlecht	5 (2010, 2012, 2013, 2015, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Cypermethrin DEET Imidacloprid Thiacloprid RAK 2010 RAK 2015 JD-UQN 2010 TrinkwV 2012 RAK, JD-UQN 2015 RAK 2012, 2013, 2015
DESN_53812-1	Klosterwasser-1	mäßig	4 (2009, 2011, 2015, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Dichlorvos p,p-DDT RAK 2009, 2017 ZHK-UQN, JD-UQN 2015 JD-UQN 2011
DESN_538-4	Schwarze Elster-4	gut	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Dichlorvos Imidacloprid Thiacloprid Thiamethoxam RAK 2009, 2014 RAK 2012, 2013 TrinkwV 2013 ZHK-UQN, JD-UQN 2015 JD-UQN 2017 RAK 2016 RAK 2016
DESN_5384922	Hopfenbach	gut	5 (2009, 2011, 2012, 2014, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Thiacloprid Thiamethoxam RAK 2009 RAK 2012, 2014, 2017 RAK 2014 RAK 2014
DESN_54176-2	Frohnbach-2	gut	4 (2010, 2012, 2013, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl DEET RAK 2010 TrinkwV 2012, 2013
DESN_5418-1	Zwönitz-1	gut	7 (2009, 20010, 2013 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Imidacloprid RAK 2009, 2010, 2013 TrinkwV 2014, 2016 RAK, JD-UQN 2015

*Qualitätsklasse = arithmetischer Mittelwert aller im betreffenden OWK im Untersuchungszeitraum vorliegenden Spear-Werte

Tabelle 12 Fortsetzung

OWK_ID	OWK_Name	Qualitäts- klasse* Spear _{Pesticide}	Anzahl Mess- jahre Insektizide	Insektizidnachweise > Gütekriterium
DESN_541822	Gablenzbach	sehr gut	8 (2009 – 2016)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Imidacloprid RAK 2009 – 2012, 2014 RAK 2012 TrinkwV 2010, 2012, 2014 – 2016 RAK, JD-UQN 2014 JD-UQN 2016
DESN_5418-4	Chemnitz-2	sehr gut	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Deltamethrin Dichlorvos Dicofol Imidacloprid p,p-DDT RAK 2009, 2010, 2012, 2013, 2016 RAK 2013 TrinkwV 2009, 2010, 2016, 2017 RAK 2016 ZHK-UQN, JD-UQN 2017 JD-UQN 2015, 2016 RAK, JD-UQN 2015 JD-UQN 2009, 2014 – 2016
DESN_54248	Klatschbach	mäßig	8 (2010 – 2017)	Clothianidin Cypermethrin DEET Thiacloprid RAK 2012 – 2017 RAK, ZHK-UQN, JD-UQN 2010 TrinkwV 2010 RAK 2017
DESN_5426956	Altmittweidaer Bach	mäßig	4 (2010, 2014, 2016, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Thiacloprid RAK 2010, 2016 RAK 2017
DESN_542698-2	Eulitzbach-2	mäßig	4 (2011, 2004 – 2016)	Clothianidin Imidacloprid Thiacloprid RAK 2015, 2016 RAK, JD-UQN 2016 RAK 2014
DESN_5426986-1	Mortelbach-1	unbefriedi- gend	4 (2010, 2014, 2016, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Dichlorvos Imidacloprid RAK 2011 RAK 2014, 2017 TrinkwV 2011 ZHK-UQN, JD-UQN 2016, 2017 RAK, JD-UQN 2016, 2017
DESN_5426986-2	Mortelbach-2	sehr gut	4 (2010, 2014, 2016, 2017)	Clothianidin DEET Dichlorvos Imidacloprid RAK 2014 TrinkwV 2016 ZHK-UQN 2017 RAK, JD-UQN 2016 JD-UQN 2017
DESN_54918-2	Ottendorfer Saubach	unbefriedi- gend	4 (2009, 2010, 2012, 2016)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Propoxur RAK 2009, 2010 RAK 2012 TrinkwV 2009
DESN_54924	Bortewitzer Bach	unbefriedi- gend	4 (2010, 2012, 2015, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DNOC RAK 2010, 2015 RAK 2012 TrinkwV 2015
DESN_5496-3	Lober-3	unbefriedi- gend	4 (2010, 2013 – 2015)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Dicofol Imidacloprid Thiamethoxam RAK 2010, 2013, 2015 TrinkwV 2013, 2015 JD-UQN 2010, 2013 – 2015 RAK, JD-UQN 2014 RAK 2013
DESN_54964	Strengbach	schlecht	4 (2009, 2012, 2015, 2016)	Chlorpyrifos-ethyl Cypermethrin DEET Dicofol Dimethoat Imidacloprid Omethoat RAK 2009, 2012, 2016 RAK, ZHK-UQN, JD-UQN 2016 TrinkwV 2009 JD-UQN 2009, 2012 JD-UQN 2016 JD-UQN 2015 JD-UQN 2016
DESN_5496-4	Lober-Leine- Kanal	mäßig	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Dicofol Imidacloprid RAK 2009 - 2012, 2015 RAK 2012 TrinkwV 2013, 2015 JD-UQN 2009 – 2016 RAK, JD-UQN 2014 JD-UQN 2016
DESN_5662-2	Göltzsch-2	gut	4 (2009, 2010, 2013, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Imidacloprid RAK 2009, 2010, 2013 TrinkwV 2013, 2017 JD-UQN 2017

*Qualitätsklasse = arithmetischer Mittelwert aller im betreffenden OWK im Untersuchungszeitraum vorliegenden Spear-Werte

Tabelle 12 Fortsetzung

OWK_ID	OWK_Name	Qualitäts- klasse* Spear ^{Pesticide}	Anzahl Mess- jahre Insektizide	Insektizidnachweise > Gütekriterium
DESN_5666-2	Pleiße-2	gut	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Imidacloprid RAK 2009 - 2012, 2014 RAK 2013 TrinkwV 2014, 2015 RAK, JD-UQN 2015
DESN_5666-4	Pleiße-4	mäßig	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Dichlorvos Imidacloprid RAK 2009, 2010 RAK 2013 ZHK-UQN, JD-UQN 2014 RAK, JD-UQN 2015, 2017 JD-UQN 2016
DESN_566688-1	Eula-1	schlecht	4 (2009, 2010, 2012, 2016)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin p,p-DDT RAK 2009 RAK 2012 JD-UQN 2010
DESN_5666884-2	Heinersdorfer Bach-2	unbefriedi- gend	4 (2011, 2013, 2015, 2017)	Clothianidin Dimethoat Imidacloprid RAK 2013 JD-UQN 2011 RAK, JD-UQN 2015
DESN_566692-2	Göselbach-2	mäßig	7 (2009 – 2012, 2014, 2015, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Dimethoat Imidacloprid p,p-DDT RAK 2009, 2010, 2012, 2014 RAK 2017 TrinkwV 2011, 2012, 2014, 2017 JD-UQN 2011 RAK, JD-UQN 2015 RAK, ZHK-UQN, JD-UQN 2017 JD-UQN 2009
DESN_5668-4	Parthe-4	unbefriedi- gend	8 (2009 – 2014, 2016, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Imidacloprid Thiacloprid RAK 2009, 2010, 2014 RAK 2012 TrinkwV 2009 – 2014, 2016, 2017 RAK, JD-UQN 2016 RAK 2013
DESN_566898	Nördliche Rie- tzschke	schlecht	4 (2011, 2013, 2015, 2017)	DEET DNOC TrinkwV 2013, 2015, 2017 TrinkwV 2015
DESN_582288	Albrechtsbach	gut	4 (2009, 2012, 2015, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Imidacloprid Thiacloprid RAK 2009, 2015 RAK 2012, 2015 TrinkwV 2012, 2015, 2017 RAK, JD-UQN 2017 RAK 2015
DESN_582412	Reichenbacher Wasser	mäßig	5 (2009, 2010, 2012 – 2014)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Imidacloprid RAK 2009, 2013 RAK 2012 – 2014 RAK, JD-UQN 2010
DESN_674-10	Lausitzer Neiße- 10	sehr gut	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Imidacloprid Thiacloprid RAK 2009 – 2017 TrinkwV 2010 RAK, JD-UQN 2016 JD-UQN 2017 RAK 2017
DESN_67414-1	Mandau-1	mäßig	4 (2009, 2014 – 2016)	Chlorpyrifos-ethyl DEET RAK 2009, 2014 TrinkwV 2009, 2014 – 2016
DESN_67414-2	Mandau-2	gut	4 (2009, 2010, 2012, 2016)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Imidacloprid RAK 2009, 2010, 2016 TrinkwV 2009, 2010, 2012, 2016 RAK, JD-UQN 2016
DESN_67414-3	Mandau-3	gut	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin DEET Diazinon Dichlorvos Imidacloprid RAK 2009 – 2011, 2013, 2014, 2016 RAK 2012 TrinkwV 2011, 2013 JD-UQN 2015 ZHK-UQN, JD-UQN 2013 RAK, JD-UQN 2015 JD-UQN 2016
DESN_674-3	Lausitzer Neiße- 3	mäßig	4 (2014 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Cypermethrin DEET Imidacloprid RAK 2014 – 2017 RAK, ZHK-UQN, JD-UQN 2014 TrinkwV 2014 – 2017 RAK, JD-UQN 2014 – 2017

*Qualitätsklasse = arithmetischer Mittelwert aller im betreffenden OWK im Untersuchungszeitraum vorliegenden Spear-Werte

Tabelle 12 Fortsetzung

OWK_ID	OWK_Name	Qualitäts- klasse* Spear _{Pesticide}	Anzahl Mess- jahre Insektizide	Insektizidnachweise > Gütekriterium
DESN_6743218	Erlichbach	mäßig	5 (2009, 2010, 2013, 2016, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl Clothianidin Imidacloprid RAK 2009, 2010, 2013, 2016, 2017 RAK 2017 RAK, JD-UQN 2016 JD-UQN 2017
DESN_674-4	Lausitzer Neiße- 4	gut	5 (2009 - 2012, 2014)	Chlorpyrifos-ethyl DEET RAK 2009, 2010, 2012, 2014 TrinkwV 2009 - 2012, 2014
DESN_674-5	Lausitzer Neiße- 5	sehr gut	6 (2009 - 2012, 2014, 2017)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Thiacloprid RAK 2009, 2010, 2012, 2014 TrinkwV 2009 - 2012, 2014, 2017 RAK 2017
DESN_674-6	Lausitzer Neiße- 6	sehr gut	9 (2009 – 2017)	Chlorpyrifos-ethyl DEET Imidacloprid Thiacloprid RAK 2009 – 2017 TrinkwV 2009 - 2014, 2016, 2017 RAK, JD-UQN 2014, 2016, 2017 RAK 2017

*Qualitätsklasse = arithmetischer Mittelwert aller im betreffenden OWK im Untersuchungszeitraum vorliegenden Spear-Werte

Literaturverzeichnis

- BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef: Mappe mit Textband, Steckbriefe, Kurzfassung, 4 Karten
- BRINKE, M., BÄNSCH-BALTRUSCHAT, B., KELLER, M., SZÖCS, E., SCHÄFER, R. B., FOIT, K., LIESS, M. (2017): Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden. Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft. UBA- Texte | 89/2017
- EFSA (2013): Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters
- FOERSTER, J., HALLE, M., MÜLLER, A. (2017): Entwicklung eines Habitat Index zur Beurteilung biozönotisch relevanter Gewässerstrukturen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 10 (8). 466-471.
- LFULG (2015): Bericht über die sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder nach §83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/06/EG für den Zeitraum 2016 bis 2021.
- LIESS, M., SCHULZ, R. (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 1948 – 1955.
- LIESS, M., VON DER OHE, P.C. (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (4), 954–965
- MEIER, C., HAASE, P., ROLLAUFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., HERING, D. (2006): *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung* (2006)
- OECD 2004: OECD Guidelines for testing of chemicals 202: Daphnis so. Acute Immobilisation Test
- OGEWV (2016) : Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)
- RAK-LISTE UBA (2017): download <https://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur.do?id=24559>
- STEHLE, S., KNÄBEL, A., SCHULZ, R. (2013): Probabilistic risk assessment of insecticide concentrations in agricultural surface waters: a critical appraisal. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 6295 - 6310
- TRINKWV (2001): Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2018 (BGBl. I S. 99) geändert worden ist

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Silke Claßen, Susanne Henn, Stephanie Peeters
gaiaC
Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V.
an der RWTH Aachen
Kackertstr. 10
52072 Aachen

Redaktion:

Kerstin Jenemann und Sylvia Rohde
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG),
Referat 44

Fotos:

Silke Claßen, gaiaC

Redaktionsschluss:

30.11.2018

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de