

Rodentizide Wirkstoffe  
in der Umwelt



Erste österreichische Fallstudie



# ERSTE ÖSTERREICHISCHE FALLSTUDIE ZU RODENTIZIDEN WIRKSTOFFEN IN DER UMWELT

Ingrid Hauzenberger  
Katharina Lenz  
Harald Loishandl-Weisz  
Philipp Steinbichl  
Ivo Offenthaler



REPORT  
REP-0733

Wien 2020

 Bundesministerium  
Landwirtschaft, Regionen  
und Tourismus

 Bundesministerium  
Klimaschutz, Umwelt,  
Energie, Mobilität,  
Innovation und Technologie

## **Projektleitung**

Ingrid Hauzenberger und Sigrid Scharf

## **AutorInnen**

Ingrid Hauzenberger  
Katharina Lenz  
Harald Loishandl-Weisz  
Philipp Steinbichl  
Ivo Offenthaler

## **ProjektmitarbeiterInnen**

Michael Eckerstorfer  
Bettina Liebmann  
Maria Uhl  
Michael Weiss  
Manfred Clara (BMLRT)

## **Analytik**

Martina Göß  
Philipp Steinbichl  
Julia Lemberger  
Tina Popic

## **Lektorat**

Christiane Edegger-Asel

## **Satz/Layout**

Doris Weismayr, Elisabeth Riss

## **Umschlagfoto**

© Habichtskauz.at/J.Stefan

Besonderer Dank gilt Mag. Katharina Reisp, AGES, Geschäftsfeld Tiergesundheit für die Bereitstellung der Fuchsleber- und Bussardproben, Dr. Richard Zink, Vogelwarte, VetmedUni Vienna für Wald- und Habichtskauzleberproben aus Wien und Niederösterreich und Dr. Stephan Weigl, Biologiezentrum Linz für die Waldkauzleberproben aus dem Großraum Linz. Vielen Dank auch an DI Otto Hofer, Abteilung II/1: Agrarpolitik, Datenmanagement und Weiterbildung, Referat II/1b, BMLRT für die Übermittlung der INVEKOS Daten zur Großvieheinheit sowie Dr. Karin Deutsch, Abteilung I/2: Nationale und internationale Wasserwirtschaft, BMLRT für die Bereitstellung der Fischproben (GZÜV) und dem Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus für die finanzierten Befischungen sowie Clemens Ratschan ezb, Technisches Büro Zauner GmbH für deren Durchführung.

Besonderer Dank gilt ebenso den beteiligten Bundesländern Oberösterreich, Steiermark und Vorarlberg für die finanzielle Unterstützung, insbesondere Dr. Rainer Braun, Dr. Brigitte Eder und Dr. Christoph Scheffknecht für die Bereitstellung der Kläranlagenproben.

Diese Studie wurde im Auftrag von Dr. Thomas Jakl und Dr. Paul Krajnik, Abt. V/5, Chemiepolitik und Biozide, Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, durchgeführt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

## **Impressum**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

*Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2020  
Alle Rechte vorbehalten  
ISBN 978-3-99004-553-4



## INHALT

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	5
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	7
<b>2 MATERIAL UND METHODEN</b> .....	10
<b>2.1 Probenauswahl und Probenahme</b> .....	10
2.1.1 Grundwasser .....	10
2.1.2 Kläranlagen .....	10
2.1.3 Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation .....	12
2.1.4 Biota .....	13
<b>2.2 Analytik und Auswertung</b> .....	17
<b>3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION</b> .....	19
<b>3.1 Aquatische Proben: Grund- und Abwässer, Fische</b> .....	19
<b>3.2 Terrestrische Proben: Füchse und Vögel</b> .....	21
<b>4 REFERENZEN</b> .....	31
<b>5 ANHANG 1: ZUSAMMENSTELLUNG DER MESSERGEBNISSE</b> .....	34

## TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tabelle 1: Ausgewählte Messstellen und Kennzahlen Kanal</i> .....	13
<i>Tabelle 2: Biotaproben Fische</i> .....	14
<i>Tabelle 3: Biotaproben Vögel</i> .....	16
<i>Tabelle 4: Prävalenz von AR-Rückständen in Fuchs, Wald- und Habichtskauz (Einheit: Nachweis in % der Proben pro Tierart) .....</i>	21
<i>Tabelle 5: Ergebnisse Fuchs- und Vogelleberproben (in Frischgewicht) .....</i>	22
<i>Tabelle 6: Ergebnisse Fischproben (bezogen auf Frischgewicht) .....</i>	34
<i>Tabelle 7: Ergebnisse Abwässer</i> .....	36
<i>Tabelle 8: Messergebnisse der AR-Wirkstoffe in Leber (bezogen auf Frischgewicht) von Füchsen-, Habichts-, Waldkäuzen und Bussard</i> .....	38

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

<i>Abbildung 1: Geographische Darstellung der Grundwasser- und Kläranlagenproben .....</i>	<i>12</i>
<i>Abbildung 2: Herkunft der Biotaprobe .....</i>	<i>13</i>
<i>Abbildung 3: Rotfuchs im Siedlungsgebiet Quelle: Dan Davison from Rochford, England / CC BY .....</i>	<i>15</i>
<i>Abbildung 4: Artspezifische Verteilung der Rückstände .....</i>	<i>23</i>
<i>Abbildung 5: Geographische Darstellung der Fuchs-Cluster .....</i>	<i>24</i>
<i>Abbildung 6: Cluster 1 und 3 der Wirkstoffmischungen bei Füchsen .....</i>	<i>25</i>
<i>Abbildung 7: Geographische Verteilung der Rückstandsgehalte in Füchsen .....</i>	<i>26</i>
<i>Abbildung 8: Geographische Verteilung der Rückstandsgehalte in Käuzen .....</i>	<i>26</i>

## ZUSAMMENFASSUNG

Zur Bekämpfung von Nagetieren werden unter anderem blutgerinnungshemmende Wirkstoffe (Antikoagulantien) als Fraßköder eingesetzt. Diese Wirkstoffe und ihre Verwendung als Rodentizide sind in der Biozidprodukteverordnung geregelt. Aufgrund ihrer hohen Giftigkeit, Langlebigkeit (Persistenz in der Umwelt) und ihren bioakkumulierenden Eigenschaften (Anreicherung über die Nahrungskette) weisen diese Wirkstoffe ein hohes Risikopotential für Nicht-Zielorganismen wie z. B. Wildtiere und Greifvögel auf.

Daher hat Österreich eine eigene Rodentizidstrategie mit zahlreichen risikominierenden Maßnahmen erlassen. Bis dato sind jedoch keine Monitoring-Daten in Umweltmedien oder Wildtieren bekannt.

Ziel dieses Forschungsvorhabens war die Erhebung von österreichischen Daten zu ausgewählten rodentiziden Wirkstoffen in der Umwelt.

Im Rahmen dieses Projekts wurden antikoagulante Rodentizide (AR) der sogenannten 1. Generation (Chlorophacinon, Coumatetralyl, Warfarin) sowie der 2. Generation (Brodifacoum, Bromadiolon, Difenacoum, Difethialon, Flocoumafen) in Grund- und Abwässern (Zu- und Abläufe kommunaler Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen) untersucht. Fische, Füchse und Greifvögel/Eulen dienten als Indikatoren für die Belastung des aquatischen und terrestrischen Ökosystems und zeigen eine mögliche Aufnahme und Anreicherung dieser Wirkstoffgruppe über die Nahrungskette auf.

Die gemessenen Rückstände belegen einen verbreiteten Einsatz von antikoagulanten Wirkstoffen zur Bekämpfung von Nagetieren in Österreich in den ausgewählten Stichproben. So waren 66 % aller terrestrischen Leberproben – Füchse aus dem Tollwutscreeningprogramm und Greifvögel/Eulen (Totfunde oder geschwächte und nach Pflege gestorbene Exemplare) – mit Wirkstoffen belastet. Wirkstoffe aus der Gruppe der 1. Generation scheinen zumindest von den gemessenen Konzentrationen und damit möglichen Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen kaum eine Rolle zu spielen. Rückstände waren häufiger in Vögeln als in Füchsen nachzuweisen, wobei jedoch die Anzahl der untersuchten Proben deutlich kleiner war.

In Füchsen wiesen Brodifacoum und Bromadiolon hohe Maximalkonzentrationen auf, gefolgt von Difethialon und Difenacoum. Chlorophacinon, Flocoumafen und Coumatetralyl bewegten sich im niedrigen Konzentrationsbereich. Höhere Rückstände traten bei den Füchsen im Gebiet Wien und nahe Klagenfurt, Leoben und Bruck auf.

Bei Vögel dominierte Brodifacoum und dieses Rodentizid war auch der am häufigsten in der Leber gemessene Wirkstoff. In absteigenden Konzentrationen wurden Bromadiolon, Brodifacoum, Difenacoum, Difethialon, Coumatetralyl und Flocoumafen nachgewiesen.

Die gemessenen Konzentrationen in der Leber lagen bei ca. 30 % der Vögel und 16 % der Füchse in einem Bereich, in dem negative Wirkungen möglich sind. Die toxikologische Bewertung der Rückstände ist jedoch mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Die Wirkstoffe traten oft in Kombinationen auf. Die Auswirkung individuell teils sehr hoher Schadstoffrückstände auf Populationen ist noch wenig erforscht. Da keine Rückstände in Grund- oder Kanalwasser sowie in Zuläufen

und Abläufen der Kläranlagen gemessen wurden, würden erst Untersuchungen weiterer Umweltmedien wie Schwebstoff oder Sediment umfassendere Information über Verbleib und Verhalten der Wirkstoffe in der aquatischen Umwelt liefern.

An drei Probenahmestellen (Inn, Drau und Donau) wurden Brodifacoum, Bromadiolon und Warfarin erstmals in Gesamtfisch nachgewiesen. Diese Rückstände belegen eine Belastung der bis dahin wenig untersuchten aquatischen Nicht-Zielorganismen wie Fische. Auch zur Abschätzung des Verhaltens in der Nahrungskette empfiehlt sich eine Ausdehnung der Untersuchungen auf andere Fisch- und wasserlebenden Arten, etwa aus der Gruppe der Sedimentbewohner.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen erstmalig für Österreich eine weite Verbreitung und Belastung der Umwelt und Nicht-Zielorganismen wie Fische, Greifvögel/Eulen und Füchse mit ausgewählten Wirkstoffen von Nagetierbekämpfungsmitteln auf.

Die Ergebnisse und Daten sollten als Grundlage weiterer risikominimierender und bewusstseinsbildender Maßnahmen dienen. Alternative Bekämpfungsstrategien und -methoden, die eine Verringerung des Biozideinsatzes bewirken, sollten gefördert werden.

# 1 EINLEITUNG

Rattenbekämpfungsmittel oder Rodentizide unterliegen den Bestimmungen der Biozidprodukte-Verordnung (EU) Nr. 528/2012 (BPV) i.d.g.F. und ergänzend dem Bundesgesetz zur Durchführung der Biozidprodukte-Verordnung (Biozid-Produkte-Gesetz; BGBl. I Nr. 105/2013 i.d.g.F.).

Biozidprodukte sind nach der BPV Stoffe oder Gemische aus einem oder mehreren Wirkstoffen, die dazu bestimmt sind, auf andere Art als durch bloße physikalische oder mechanische Einwirkung Schadorganismen zu zerstören, abzuschrecken, unschädlich zu machen, ihre Wirkung zu verhindern oder sie in anderer Weise zu bekämpfen.

Rodentizide gehören zur Gruppe der Schädlingsbekämpfungsmittel, Produktart 14 der Biozidprodukteverordnung (BPV) und sind Produkte zur Bekämpfung von Mäusen, Ratten und anderen Nagetieren durch andere Mittel als Fernhaltung oder Köderung.

Durch den Einsatz von Rodentiziden können Rückstände in die Umwelt gelangen. Durch Aufnahme von vergifteten Tieren kann es zu sogenannten Sekundärvergiftung innerhalb der Nahrungskette kommen. Weltweit sind Vergiftungsfälle von Beutegreifern wie Raubvögeln dokumentiert (NAKAYAMA et al. 2018, JACOB et al. 2018), weil diese Gruppe von Wirkstoffen eine hohe Toxizität aufweist.

In der EU wird eine harmonisierte Bewertung der Umwelt- und Gesundheitsrisiken von Wirkstoffen in Biozidprodukten durchgeführt. Darüber hinaus sieht die Verordnung auch Leitsätze zur ordnungsgemäßen Produktverwendung vor. Dadurch soll der Einsatz von Biozid-Produkten auf das notwendige Mindestmaß begrenzt werden. Auch Maßnahmen, um der Öffentlichkeit geeignete Informationen über Nutzen und Risiken von Bioziden bereitzustellen, sowie über Möglichkeiten zu informieren, den Einsatz von Biozidprodukten zu minimieren, sollen ergriffen werden.

Diese Leitlinie folgt der Nachhaltigkeitsstrategie, da Biozide potenziell gefährlich für Mensch und Umwelt sein können.

In der BPV ist das Monitoring als Maßnahme zum nachhaltigen Einsatz von Biozidprodukten verankert. In vielen europäischen Ländern (z. B. Deutschland, Spanien, Finnland) liegen bereits Umweltdaten zu Rodentiziden vor (JACOB et al. 2018, LOPEZ-PEREA et al. 2019, KOIVISTO et al. 2018).

Nach dem österreichischen Biozidprodukte-Verzeichnis, abrufbar unter <http://www.biozide.at/ms/biozide/biozidprodukte/bpv/>, sind 217 Biozidprodukte für die Produktart 14, Rodentizide, zugelassen<sup>1</sup> und am Markt für nicht-berufsmäßige und berufsmäßige Verwender sowie konzessionierte Schädlingsbekämpfer erhältlich. Folgende Wirkstoffe kommen je nach Produkt und Wirkstoff in unterschiedlichen Konzentrationen zum Einsatz: alpha-Chloralose, Brodifacoum, Bromadiolon, Chloralose, Chlorophacinon, Coumatetralyl, Difenacoum, Difethialon, Flocoumafen, Warfarin sowie 2 gasförmige Stoffe: Phosphin freisetzender Wirkstoff Aluminiumphosphid und Kohlendioxid.

**Rodentizide zählen zu den Biozidprodukten**

**nachhaltiger Einsatz von Rodentiziden**

**zugelassene Rodentizide stehen im BP-Verzeichnis**

<sup>1</sup> Stand Jänner 2020

Außer Alpha-Chloralose, Chloralose und den zwei gasförmigen bioziden Wirkstoffe zählen alle genannten Wirkstoffe zu den Antikoagulantien (Hemmung der Blutgerinnung durch Eingriff der Vitamin K Synthese). Diese werden in Wirkstoffe der ersten (FGARs<sup>2</sup>: Chlorophacinon, Coumatetralyl, Warfarin) und zweiten Generation (SGARs<sup>3</sup>: Brodifacoum, Bromadiolon, Difenacoum, Difethialon, Flocoumafen) unterteilt.

Wirkstoffe der 2. Generation sind wirksamer und der Effekt tritt bereits innerhalb von 24 Stunden ein, im Gegensatz zu den Wirkstoffen der 1. Generation, die wiederholt über mehrere Tage aufgenommen werden müssen.

Antikoagulante Rodentizide (AR) der ersten und zweiten Generation sind gefährliche Wirkstoffe mit hoher akuter Giftigkeit und Entwicklungstoxizität. Wirkstoffe der zweiten Generation zählen außerdem zu den besonders besorgniserregenden Stoffen, da sie langlebig in der Umwelt (persistent) sind und sich in Organismen anreichern (bioakkumulieren).

### **Österreichische Rodentizid-Strategie**

Daher gibt es in Österreich eine eigene Rodentizid-Strategie<sup>4</sup>: Die Verwendung von SGARs ist aus Gründen des Umweltschutzes seit 1. März 2018 für nicht-berufsmäßige Verwender gänzlich verboten. Damit sollen die Exposition und damit die Umweltrisiken weiter verringert und die Gefahr von Resistenzbildungen durch nicht sachgemäße Verwendung reduziert werden. Eine Abgabe von Produkten, die als entwicklungstoxisch eingestuft werden, ist für private Verwender nicht erlaubt; außerdem dürfen private oder berufsmäßige Verwender den Köder nur in einer gesicherten Köderstation auslegen. Köder außerhalb von Köderstationen dürfen von konzessionierten Schädlingsbekämpfern nur dann ausgelegt werden, wenn Kinder und Tiere sicher ferngehalten werden können.

### **Vögel besonders belastet**

Neben Untersuchungen zu Belastungen von Rückständen in Organismen terrestrischer Ökosysteme, vor allem Vögeln, Kleinsäugetern oder Füchsen (z. B. GEDUHN et al. 2016, 2015, 2014), sind erst in letzter Zeit auch Berichte über Belastungen in aquatischen Biota wie Fischen publiziert worden (KOTTHOF et al. 2018, REGNERY et al. 2019).

Untersuchungen aus Norwegen belegen, dass die Summe der nachgewiesenen Konzentrationen von Brodifacoum, Bromadiolon oder Difenacoum die Toxizitätsschwelle von 100 ng/g in der Leber in Steinadler und Uhu teilweise überschritten (LANGFORD et al. 2013). Diese Toxizitätsschwelle basierte auf Untersuchungen in Schleiereulen, bei der 10 % der Tiere wahrscheinlich akute Vergiftungssymptome und Mortalität zeigen (THOMAS et al. 2011).

### **hohe Rückstände in Fischen**

Auch in Deutschland konnten im Rahmen einer Untersuchung erstmals AR in Fischproben (Leber) aus nahezu allen untersuchten Flüssen wie Donau, Rhein und Elbe, nachgewiesen werden. Die gemessenen Rückstände sind in einem Konzentrationsbereich, die auf eine Gefährdung fischfressender Räuber (z. B. Fischotter) hinweist (UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2017). Terrestrische Wirbeltiere wie z. B. Füchse, Greifvögel oder Eulen weisen ebenfalls teilweise hohe Rodentizidrückstände auf. Die Arbeiten von GEDUHN et al. belegen die weite Verbreitung von Rodentizidbelastungen in kleinen Säugetieren und Füchsen (in 60 % aller Proben) im bäuerlichen Umfeld (GEDUHN et al. 2014, 2015). Antikoa-

<sup>2</sup> First-Generation Anticoagulant Rodenticides

<sup>3</sup> Second-Generation Anticoagulant Rodenticides

<sup>4</sup> <https://www.biozide.at/ms/biozide/de/biozidprodukte/rodentizidstrategie/> 2020-02-08

gulantien der 2. Generation waren vorherrschend. Die Viehbestandsdichte und der Anteil an urbanen Flächen eignen sich laut Studienautoren als gute Indikatoren für die Höhe der Belastungen mit Rodentiziden (GEDUHN et al. 2015).

Dem Umweltbundesamt waren keine österreichischen Daten zu rodentiziden Wirkstoffen in den Umweltmedien Wasser, Boden oder Biota bekannt. Eine mögliche Belastung der terrestrischen Nahrungskette durch diese Stoffgruppe ist in Österreich nicht dokumentiert (HAUZENBERGER et al. 2016). Daher wurde im Jahr 2018/2019 erstmalig in Österreich ein Biozidmonitoring von Rodentiziden gestartet. Ziel dieses Projektes war eine stichprobenartige Erfassung antikoagulanter Wirkstoffe in verschiedenen Umweltmedien und Biota. Als Umweltproben wurden Grund- und Abwässer (Zu- und Abläufe kommunaler Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen) analysiert. Untersuchte Biota waren Fisch, Fuchs, Habichts- und Waldkauz und Bussard. Die Daten können in Folge auch für eine Bewertung der Wirksamkeit der gesetzten regulatorischen, risikominimierenden Maßnahmen herangezogen werden.

### **Ziel der Arbeiten**

## 2 MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 Probenauswahl und Probenahme

#### 2.1.1 Grundwasser

##### **Sondermessprogramm Grundwasser**

Für die Untersuchung von Rodentiziden im Grundwasser wurden 16 Rückstellproben des GZÜV-Sondermessprogramms Pestizid-Screening 2016/2017 herangezogen. In diesem Sondermessprogramm wurde das Grundwasser abseits der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft mit einer vom Umweltbundesamt entwickelten Screeningmethode an potenziell belasteten Standorten (grundwasserabstromig von Betrieben und bestimmten Nutzungen) auf 600 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und –metabolite untersucht. Aus den verfügbaren Rückstellproben vom 4. Quartal 2016 wurden in weiterer Folge auffällige Proben ausgewählt, wo auch die Lagerung oder der Einsatz von Rodentiziden vermutet werden kann. Die nachgewiesenen Belastungen im Pestizid-Screening dienen zusätzlich als Hinweis für einen Eintragspfad ins Grundwasser.

##### **Auswahl von 16 Grundwassermessstellen**

Für die gegenständliche Studie wurden insgesamt 16 Grundwassermessstellen abstromig von folgenden Standorten/Nutzungen ausgewählt: Pflanzenschutzmittelhersteller und -händler, Agrarhandel, Futtermittelindustrie, Nahrungsmittelindustrie, Mühlen, Brauerei, Landwirtschaft, Pflanzenzucht und Saatguterzeugung, Gärtnerei, Golfplatz, Textilindustrie, Schädlingsbekämpfung, Abfallsammler/-behandler und Siedlungsgebieten. Von den ausgewählten Messstellen liegen jeweils fünf in den Bundesländern Oberösterreich, Steiermark und Vorarlberg und eine Messstelle in Niederösterreich (siehe Abbildung 1).

#### 2.1.2 Kläranlagen

Die Auswahl und Beprobung der 14 Kläranlagen aus Oberösterreich, Steiermark und Vorarlberg erfolgte durch die Bundesländer (siehe Abbildung 1). Es wurden Ablauf- und Zulaufproben (als Mischproben) sowie 6 Wochenmischproben (Zu-/Ablauf) im Herbst 2018 gezogen. Die Probenahme erfolgte bei mittlerem Regen, um eine Erfassung der Einträge über Entwässerungen über den Mischkanal zu ermöglichen.

Folgende Kriterien fanden für die Auswahl der Kläranlagen Berücksichtigung:

- Entwässerung über Mischsystem
- Kläranlagen im urbanen und ländlichen Raum
- Nutzungen im Einzugsgebiet (Grünlandwirtschaft, Lebensmittelverarbeitung wie z. B. Molkerei, Brauerei, Obstverarbeitung, Größe: 2.000–10.000 Einwohner).

Außerdem wurden auch Klärschlammproben gezogen, die jedoch aufgrund der hohen Matrixeffekte nicht untersucht werden konnten.

##### **Beschreibung der ausgewählten Kläranlagen**

Die **ARA 1** fällt in die Größenklasse > 50.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als zweistufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung und für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Die Phosphorentfernung erfolgt mittels Vor- und Simultanfällung. Der Anlagenzulauf ist stark industriell beeinflusst, wobei die Textilindustrie hervorzuheben ist.

Die **ARA 2** fällt in die Größenklasse > 50.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als zweistufige Belebungsanlage mit Schlammfäulung und für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Die Phosphorentfernung erfolgt mittels Simultanfällung. Der Anlagenzulauf zeigt eine weitgehend kommunale Abwassercharakteristik.

Die **ARA 3** fällt in die Größenklasse > 5.000–50.000 EW (Einwohnerwerte) und ist eine einstufige kaskadierte Belebungsanlage mit vorgeschalteter Vorklärung und Selektoren. Die Schlammstabilisierung erfolgt aerob. Die Kläranlage ist für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Die Phosphorentfernung erfolgt mittels Simultanfällung. Der Anlagenzulauf ist durch Abwasser von Milchverarbeitenden Betrieben beeinflusst.

Die **ARA 4** fällt in die Größenklasse > 500–5.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als Belebungsanlage mit simultaner Schlammstabilisierung und für Kohlenstoff-, und Phosphorentfernung ausgelegt. Die Phosphorentfernung erfolgt mittels Simultanfällung.

Die **ARA 5** fällt in die Größenklasse > 500–5.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als Belebungsanlage mit simultaner Schlammstabilisierung und für Kohlenstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Die Phosphorentfernung erfolgt mittels Simultanfällung.

Die **ARA 6** fällt in die Größenklasse > 500–5.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb (Sequencing-Batch-Reactor) (2 Behälter) mit Vorklärung und Schlammfäulung und für Kohlenstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Die Phosphorentfernung erfolgt mittels Vor- und Simultanfällung.

Die **ARA 7** fällt in die Größenklasse > 500 –5.000 EW (Einwohnerwerte) und ist eine Belebungsanlage, die für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt ist.

Die **ARA 8** fällt in die Größenklasse > 500–5.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb (Sequencing-Batch-Reactor) und für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt.

Die **ARA 9** fällt in die Größenklasse > 5.000–50.000 EW (Einwohnerwerte) und ist eine Belebungsanlage, die für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt ist.

Die **ARA 10** fällt in die Größenklasse > 5.000–50.000 EW (Einwohnerwerte) und ist eine Belebungsanlage, die für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt ist.

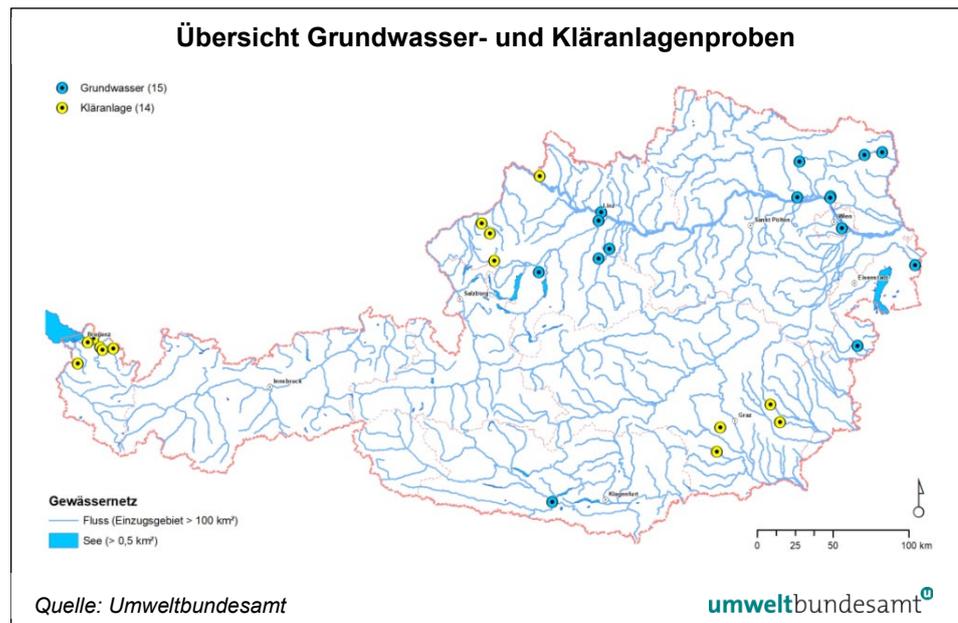
Die **ARA 11** fällt in die Größenklasse > 5.000–50.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als einstufiges Durchlaufbelebungsverfahren und für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Als relevante Indirekteinleiter sind eine Kuranstalt, eine Molkerei, ein fleischverarbeitender Betrieb und eine Brauerei zu nennen.

Die **ARA 12** ist als einstufiges Durchlaufbelebungsverfahren und für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Die ARA fällt in die Größenklasse > 5.000–50.000 EW (Einwohnerwerte). Die Kläranlage verfügt über eine Ausbaupkapazität von 19.000 EW und die Zahl der angeschlossenen Einwohner lag im Jahr 2018 bei rund 8.400 (geschätzter Wert).

Die **ARA 13** fällt in die Größenklasse > 5.000–50.000 EW (Einwohnerwerte). Sie ist als einstufiges Durchlaufbelebungsverfahren und für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Als relevante Indirekteinleiter sind eine Brauerei, ein fleischverarbeitender Betrieb und der Werkzeugbau zu nennen.

Die **ARA 14** ist als einstufiges Durchlaufbelebungsverfahren und für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Sie fällt in die Größenklasse > 5.00050.000 EW (Einwohnerwerte). Als relevante Indirekteinleiter sind die Milch- und Fleischverarbeitung zu nennen.

Abbildung 1:  
Geographische  
Darstellung der  
Grundwasser- und  
Kläranlagenproben



### 2.1.3 Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation

Die acht Proben aus der Kanalisation wurden im Rahmen des Projektes TEMPEST genommen, in dem das Vorkommen ausgewählter prioritärer Stoffe in Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen untersucht wurde. Zu diesem Zweck wurden in Österreich drei Untersuchungsgebiete mit Trennkanalisation ausgewählt (Steiermark–Graz, Siedlungsgebiet Ostösterreich, Vorarlberg–Hard) und über den Zeitraum von rund einem Jahr (2017, 2018) beprobt. Zusätzlich wurde ein Untersuchungsgebiet mit Mischkanalisation über einen Zeitraum von rund einem Jahr beprobt (Steiermark–Graz).

#### Proben Trenn- und Mischkanal

Es wurden je Siedlungsgebiet bzw. je Probenahmepunkt über einen längeren Zeitraum mengenproportionale Mischproben (Halbjahresmischproben) generiert. Für die Erfassung dieser Mischproben war es erforderlich, alle Abflusseignisse über ein Jahr zu beproben. Diese Probenahmen erfolgen soweit möglich, volumenproportional und setzen somit auch die Erfassung des Abflusses voraus. Bei Niederschlagswasserkanälen kann auch im Trockenwetterfall ein Abfluss vorhanden sein, der vorwiegend auf Fehllanschlüsse oder Grundwasser-Fremdwasser zurückzuführen ist. Geringe Trockenwetterabflüsse wurden z. B. bei der Probenahmestelle Graz–Ziegelstraße beprobt.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete waren eine unterschiedliche Nutzung im Einzugsgebiet sowie die Möglichkeit zur Probenahme ausschlaggebend.

Tabelle 1: Ausgewählte Messstellen und Kennzahlen Kanal

Art	Nutzung	Standort	Fläche EZG [ha]	Fläche befestigt [ha]	Fläche befestigt/ angeschlossen [ha]
Niederschlagswassereinleitung aus Trennkanal	Wohnen, Verkehr	Graz – Ziegelstraße	41,9	12,9	8,3
	Wohnen, viele Grünflächen	Hard – Langackerweg	19	3,3	-
	Gewerbe	Ostösterreich	43	21,7	-
Mischwasser	Wohnen, Gewerbe (z. B. Brauerei, Pharmakonzern)	Graz – R05	615	232	147

EZG ... Einzugsgebiet

### 2.1.4 Biota

Einen Überblick zur räumlichen Verteilung der gezogenen Biotaprobe gibt Abbildung 2.

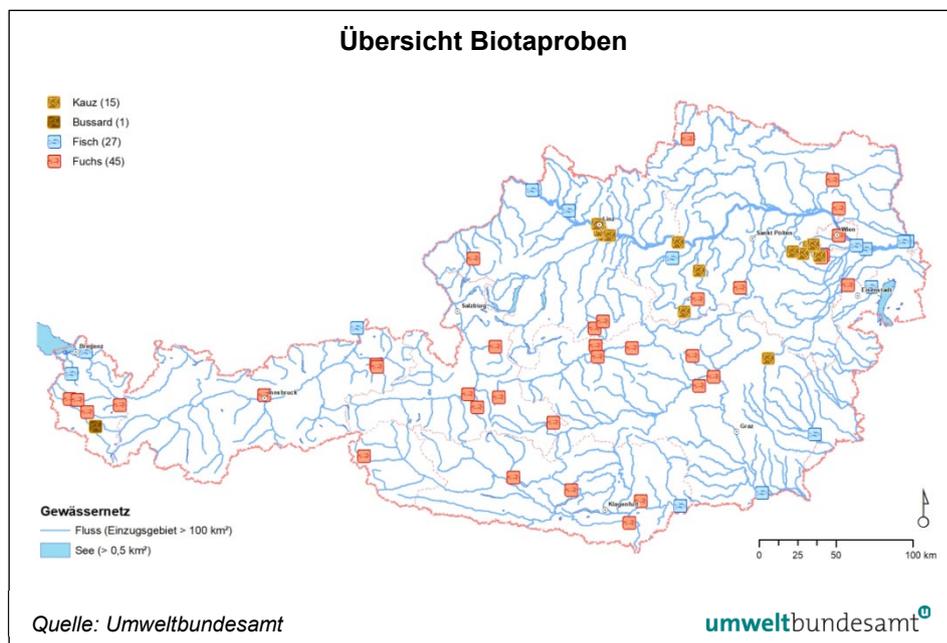


Abbildung 2: Herkunft der Biotaprobe

Die Fischproben basierten auf Wildfängen (passives Monitoring) und stammten einerseits aus dem GZÜV<sup>5</sup>-Fischuntersuchungsprogramm, aus 2018 durchgeführten Fängen oder aus einer Befischung der Donau im Jahr 2019. In Summe wurden 27 Proben (Gesamtfisch) analysiert.

**Fischproben aus unterschiedlichen Regionen**

<sup>5</sup> Gewässerzustandsüberwachungsverordnung

Die Fische der GZÜV stammten aus den dafür ausgewählten Messstellen (beschrieben in BMLFUW 2012) und sind Rückstellproben aus dem Zeitraum 2013 bis 2017. Bei diesen Proben handelt es sich vor allem um Aitel (*Squalius cephalus*), eine bevorzugte Art für dieses Monitoring, wobei vor allem Exemplare der Größenklasse 25–30 cm (mit einem Mindestgewicht von 150 g) und einem durchschnittlichen Alter von ca. 3–4 Jahren herangezogen werden. Andere Arten, ersatzweise Salmoniden mit einem durchschnittlichen Alter von 3–4 Jahren werden ebenfalls für diese Untersuchungen herangezogen. Da die Anreicherung von Schadstoffen in Fischen vom Laichstatus beeinflusst wird, ist die Entnahme nach der Laichzeit vorzunehmen. Zur Erfassung der Variabilität werden vor allem Poolproben (3 bis 7 Einzelfische) herangezogen (BMLFUW 2012).

Die im Sommer 2019 durchgeführte Befischung der Donau fand in Aschach und Hainburg statt und zielte auf Fänge von Raubfischen wie Zander, Schied, Aalrutte, Wels oder Flussbarsch ab – Fischarten mit unterschiedlichen Lebensweisen und Habitaten. Eine Übersicht der Fischproben ist in Tabelle 2 dargestellt. Die Rückstandsanalysen wurden mit Gesamtfisch (Pool- oder Einzelproben) durchgeführt.

Tabelle 2: Biotapproben Fische

Labornummer	Messstelle	Bundesland	Fischarten (P Poolprobe/ E Einzelfisch)	Probenahme
1401 00834	FW10000027, WGEV-Stelle Seehof, Wulka	Bgld	Aitel (P)	25.09.2013
1401 00837	FW61300327, Fürstenfeld, Feistritz	Stmk	Aitel (P)	01.11.2013
1401 00854	FW30900037, Amstetten, Ybbs	NÖ	Aitel (P)	unbekannt
1401 00855	FW31000137, Mannswörth, Schwechat	NÖ	Aitel (E, 1,6 kg, L 480 mm)	24.10.2013
1401 01000	FW31000177, Fischamend, Fische	NÖ	Aitel (P)	09.10.2013
1704 01491	FW31000377, Donau, Hainburg	NÖ	Aitel (P)	11.10.2016
1704 01492	FW31000377, Donau, Hainburg	NÖ	Brachse (P)	11.10.2016
1704 01496	FW40607017, Donau, Jochenstein	OÖ	Schwarzmundgr. (P)	16.10.2016
1704 01497	FW40607017, Donau, Jochenstein	OÖ	Aitel (P)	16.10.2016
1704 01501	FW61400137, Straßenbrücke Spielfeld, Mur	Steiermark	Aitel (P)	30.09.2016
1704 01502	FW61400137, Straßenbrücke Spielfeld, Mur	Steiermark	Aitel (P)	30.09.2016
1704 01505	FW73200987, Inn, Erl	Tirol	Aitel (P)	12.01.2017
1704 01506	FW21500097 Unterwasser KW Lavamünd, Drau	Kärnten	Aitel (P)	06.07.2016
1901 00384	Rheintal-Binnenkanal, Schmitter	Vorarlberg	Aitel (P)	24.05.2018
1901 00385	Rotach, Langen	Vorarlberg	Bachforelle (P)	24.05.2018

Labornummer	Messstelle	Bundesland	Fischarten (P Poolprobe/ E Einzelfisch)	Probenahme
190 807 301	Donau, Hainburg	NÖ	Schwarzmundgrundel (E, 39,8 g; L 15 cm)	19.07.2019
190 807 302	Donau, Hainburg	NÖ	Zander (E, 398 g; L 40 cm)	19.07.2019
190 807 303	Donau, Hainburg	NÖ	Schied (E, 432 g; L 44 cm)	19.07.2019
190 807 304	Donau, Hainburg	NÖ	Aalrutte (E, 1091 g; L 60 cm)	19.07.2019
190 807 305	Donau, Hainburg	NÖ	Flussbarsch (E, 146 g; L 24 cm)	19.07.2019
190 807 306	Donau, Hainburg	NÖ	Wels (1100 g; L 56 cm)	19.07.2019
190 807 307	Donau, Aschach	NÖ	Zander (E, 371 g; L 37 cm)	06.08.2019
190 807 308	Donau, Aschach	NÖ	Schied (E, 381 g; L 35 cm)	06.08.2019
190 807 309	Donau, Aschach	NÖ	Wels (E, 1203 g; L 56 cm)	06.08.2019
190 807 310	Donau, Aschach	NÖ	Kesselgrundel (E, 31 g; L 14 cm)	06.08.2019
190 807 311	Donau, Aschach	NÖ	Aalrutte (E, 340 g; L 35 cm)	06.08.2019
190 807 312	Donau, Aschach	NÖ	Flussbarsch (E, 182 g; L 26 cm)	06.08.2019

Die 45 Fuchsleberproben stammten aus der Tollwut-Überwachung in Österreich. Das österreichische Überwachungsprogramm basiert auf einer passiven Überwachung der Tollwut. Seit 2013 werden laut AGES nur mehr "Indikatortiere", das sind tot aufgefundene oder im Straßenverkehr getötete Tiere sowie alle tollwutverdächtigen Wildtiere auf Tollwut untersucht<sup>6</sup>. 84 Füchse (*Vulpes vulpes*), Dachse oder Marder sowie ein Bussard wurden im Zeitraum Mai 2018 bis März 2019 von der AGES untersucht und für das Projekt freigegeben (alle Proben waren Tollwut negativ). Aufgrund der geringen Anzahl an Marder- und Dachspuben wurde nur Fuchsleber analysiert.

### **Fuchsleber aus dem Tollwutunter- suchungsprogramm**



Abbildung 3:  
Rotfuchs im  
Siedlungsgebiet  
Quelle: Dan Davison  
from Rochford, England  
/ CC BY  
(<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

<sup>6</sup> <https://www.ages.at/themen/krankheitserreger/tollwut/>

**Großvieheinheit  
als Indikator für  
Rodentizideinsatz**

Für die Probenauswahl wurden folgende Kriterien, soweit möglich, berücksichtigt: urbaner Einflussbereich, Verteilung aus (Partner)-Bundesländern und Großvieheinheit (GVE; Tierbesatz pro Hektar). Analog dem Vorgehen von JACOB et al. (2018) wurde die Großvieheinheit als indirekter Indikator des Einsatzes von Rodentiziden angenommen, d. h. mit der Zahl der GVE steigt auch der Verbrauch von Rodentiziden. Daher wurden neben dem urbanen und im urbanen Einzugsbereich liegenden Proben auch bevorzugt solche Proben ausgewählt, die aus Gemeinden stammten, die, basierend auf einer Österreich-Auswertung der GVE-Daten (INVEKOS, integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) aus dem Jahr 2017, mehr als 1.000 GVE beherbergen.

**16 Vogelleberproben  
(Eulen und Bussard)**

Die Vogelleberproben stammten aus Projekten oder Totfunden der Vogelwarte der Vetmeduni Wien und des Biologiezentrum Linz; dabei handelte es sich um acht Habichtskauzproben (*Strix uralensis*) aus dem Wienerwald (Wien/Niederösterreich) sowie sieben Waldkauzproben (*Strix aluco*) vorwiegend aus dem Großraum Linz. Teilweise wurde für die Proben ein Verdacht der Todesursache (darunter auch Vergiftung oder Verkehrsunfall) dokumentiert. Eine pathologische Untersuchung lag nur bei einem Teil der toten Vögel vor. Ebenfalls untersucht wurde eine Bussardprobe (*Buteo sp.*) der AGES Mödling aus Vorarlberg. Die Proben stammten aus einem Zeitraum zwischen 2010 und 2019 (siehe Tabelle 3).

Für dieses Projekt sind keine Wirbeltiere zu Schaden gekommen, alle Proben waren entweder bereits vorhanden oder es handelte sich um Totfunde oder wurden im Rahmen anderer Projekte und Fragestellungen gezogen.

Tabelle 3: Biotaprogen Vögel

Labor-nummer	Fundort/-umstände	Bundes-land	Vogelart (Geschlecht)	Datum
1904 02464	Mitterbergerweg, Pöstlingberg	OÖ	Waldkauz (WK) (M)	18.03.2015
1904 02466	Ebelsberg	OÖ	WK (M)	02.02.2018
1904 02468	Bindermichl A7	OÖ	WK (W)	05.09.2016
1904 02470	Pichling B1	OÖ	WK (W)	02.01.2010
1904 02472	Berggasse Urfahr	OÖ	WK (M)	24.08.2015
1904 02474	Pichling B1	OÖ	WK (W)	23.02.2019
1904 02454	Willersbach (Verkehrsoffer)	NÖ	WK (M, 158 g, Schädelblutung)	10.02.2018
1904 02452	Ratten (Unfallopfer, 7.12.2012)	NÖ	Habichtskauz (HK) (M, Gewicht 625 g, Abmagerung, multiple Abszesse mit nachfolgender Septikämie)	21.1.2013
1904 02455	Steinbach (totaufgefunden)	NÖ	HK (W, 590 g deutliche Abmagerung)	11.08.2012
1904 02459	Saffen (wahrscheinlich Verkehrsoffer)	NÖ	HK (W, 805 g, Stumpfes Trauma mit multiplen Organverletzungen und Verbluten in die Leibeshöhle)	17.10.2015
1904 02456	Laab im Walde (Totfund, wahrscheinlich Verkehrsoffer)	NÖ.	HK (M, 642 g, Lungen und Nierenblutung (stumpfes Trauma))	23.10.2010
1904 02457	Gruberau (Totfund am 19.11.2014)	NÖ	HK (W, 976,5 g, 4 Jahre alt, massives stumpfes Trauma (wahrscheinlich Verkehrsunfall am 15.11))	15.11.2014

Labor-nummer	Fundort/-umstände	Bundes-land	Vogelart (Geschlecht)	Datum
1904 02458	Hochstraß (Totfund am an der Autobahn A1)	NÖ	HK (W, 843,5 g, Schädel- Hirntrauma)	21.11.2014
1904 02453	Wolfsgraben (Vogel wird verwest am 20.4.2015 in der Brutzeit unweit des Brutplatzes aufgefunden.	NÖ	HK (W, 591,5 g, Kachexie / Auszehrung, keine Blutungen, stark verwest)	20.4.2015
1904 02460	Wasserspreng (Totfund am Bach, Tod einige Tage zuvor eingetreten)	NÖ	HK (W, 678,4 g, Kachexie / Auszehrung, Mykoplasmosen)	26.3.2019
1904 02400	Bludenz ("tot vom Himmel gefallen")	Vbg	Bussard	21.02.2019

## 2.2 Analytik und Auswertung

Der analytische Nachweis der Wirkstoffe in Wasserproben erfolgte nach einer von NORSTRÖM et.al. (2012) beschriebenen, angepassten Methode: Nach einer Festphasenextraktion (C18) erfolgte die Untersuchung mittels LC-MS/MS. Die Wiederfindungsraten wurden aus den Wiederfindungen von isotoopenmarkierten AR-Standards berechnet, die den Wasserproben vor der Extraktion zugesetzt wurden.

Tierleberproben (Füchse und Vögel) wurden mit einer von KOTTHOFF ET.AL. (2018) adaptierten Methode analysiert: Nach Extraktion des homogenisierten, frischen Lebermaterials, Zentrifugation der Extrakte, Einengung der Überstände und Aufnahme dieser in ein Lösemittel erfolgte die Analyse mittels LC-MS/MS. Die Proben wurden mit isotoopenmarkierten AR-Standards versetzt, um die Wiederfindungsraten zu berechnen. Die Fische (Gesamtfisch) wurden analog den Lebern (terrestrische Tierleberproben) analysiert.

**Multimethode zum Nachweis der AR-Wirkstoffe**

Die Bestimmung aller analysierten Rodentizide mittels LC-MS/MS basierte auf der in KOTTHOFF et al. (2018) beschriebenen Methode. Konkret wurde ein UHPLC-System (Acquity, Waters) gekoppelt an ein Quadrupol-Tandem-Massenspektrometer (Xevo TQ-S, Waters) mit negativer Elektrospray-Ionisation (ESI-, Mehrfachreaktionsmodus) verwendet.

Die Ergebnisse wurden mit den entsprechenden internen Standards (Warfarin, Chlorophacinon, Difenacoum, Brodifacoum; Flocoumafen) bzw. mit den berechneten Wiederfindungsraten der aufgestockten Proben (Coumatetralyl, Alpha-Chloralose, Bromadiolon, Difethialon) korrigiert, wenn sie < 85 % oder > 115 % waren.

Die Bestimmungsgrenzen (BG) lagen bei allen Grundwasser- sowie Abwasserproben bei 0,01 µg/L, die Nachweisgrenze (NG) bei 0,005 µg/L pro Wirkstoff. Alpha-Chloralose (kein Antikoagulant) wies eine BG von 0,02 µg/L und einer NG von 0,01 µg/L auf.

Die Bestimmungsgrenzen (BG) und Nachweisgrenzen (NG) für Fischleber lagen für Bromadiolon, Brodifacoum, Difenacoum und Difethialon bei 1 µg/kg und 0,5 µg/kg Frischgewicht (FG). Für Coumatetralyl, Flocoumafen sowie Warfarin war die BG 0,2 µg/kg und die NG 0,1 µg/kg FG Leber.

**statistische  
Auswertung**

Statistische Analyse: neben den beschreibenden Statistiken wurde der Zusammenhang zwischen Rodentizidkonzentration und folgenden unabhängigen Variablen untersucht: Todesmonat (Saisonalität), Todesursache (Verkehrsunfall, Totfund, getötet nach auffälligem Verhalten), Hofstätten<sup>7</sup> (Distanz, Anzahl innerhalb von 500 m ab Fundort), Großvieheinheiten der Fundgemeinde, Lagerhäuser<sup>8</sup> (Luftlinie zum nächstgelegenen Lagerhaus).

Zusammenhänge zwischen Rodentizidkonzentration und erwartbaren, individuellen oder Umweltprädiktoren wurden per Augenschein (Streu- und Boxplots) erfasst. Offenkundige Zusammenhänge wurden mit den gängigen (für den jeweiligen Stichprobenumfang, Variablentyp und -verteilung) Tests auf Korrelationen und Gruppenunterschiede geprüft. Unterschieden in den Freisetzungsszenarien wurde anhand der individuellen Rodentizidprofile (Anteile der einzelnen Rodentizide am Gesamtrückstandgehalt in der Leber) nachgegangen (Clustering nach Profilähnlichkeit mit dem Ward-Verfahren). Die Aufbereitung und Analyse der Rohdaten erfolgte mit OpenRefine, QGIS und R.

Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze gingen als Null, solche zwischen Nachweis- und Bestimmungsgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze in die Auswertungen ein.

---

<sup>7</sup> INVECOS Hofstellen Österreich (2018) bereitgestellt von AMA (Agrarmarkt Austria). Metadata: <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/6936ee45-ab14-4f61-8fef-1ba34789d743>

<sup>8</sup> großer österreichischer Anbieter, wie auf der Firmenseite präsentiert

### 3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

#### 3.1 Aquatische Proben: Grund- und Abwässer, Fische

In den 16 Grundwasserproben sowie in den Proben aus der Kanalisation waren keine AR-Wirkstoffe nachweisbar, wobei Chlorophacinon aufgrund von einer Wiederfindung von < 25 % nicht auswertbar war. Ebenso war die Bestimmung dieses Wirkstoffes in Kläranlagenproben nicht immer möglich. Aufgrund von starken Matrixeffekten und einer Wiederfindung von < 25 % konnten auch Brodifacoum, Difethialon und Flocoumafen in einigen Kläranlagenproben (meist Zulauf, siehe Anhang 1) nicht ausgewertet werden.

**keine Rückstände  
in Grundwasser,  
Kanal- und  
Kläranlagen**

Obwohl alpha-Chloralose nicht zu den Antikoagulantien zählt, wurde dieser Wirkstoff im Wasser miterfasst, die Ergebnisse waren jedoch alle negativ.

Niederschlagswasser wird in vielen urbanen oder flächenhaft versiegelten Gebieten zu einem großen Anteil über die Kanalisation in Misch- oder Trennsystemen abgeleitet. Obwohl Kläranlagenablauf, Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisation relevante Expositionspfade für Rodentizide darstellen, insbesondere auch durch eine mögliche direkte Anwendung in der Kanalisation (KAHLE UND NÖH 2009), konnten keine Rückstände gemessen werden.

**direkter Eintrag in  
die Kanalisation  
möglich**

Brodifacoum und Bromadiolon wurden als priorisierte Stoffe für die Gewässerbelastung durch Regenwassereinleitungen (städtischer Bereich mit Trennkanalisation) einschließlich der Belastung von Schwebstoffen/Sedimenten ausgewiesen (in UMWELTBUNDESAMT DESSAU, 2017).

In der gegenwärtigen Studie wurde jedoch nicht erhoben, ob Kanalsysteme mit Köder bestückt wurden. Außerdem ist aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit und den (bio)akkumulierenden Eigenschaften dieser Stoffgruppe eine Verteilung von der Wasserphase zu Schwebstoff und/oder Sediment anzunehmen (siehe Assessment Report Brodifacoum, NIEDERLANDE UND ITALIEN 2016<sup>9</sup>). REGNERY et al. (2019) zeigte eine Beeinflussung von Rückständen in Fischleber in Abhängigkeit von Kläranlageneinleitungen sowie einen zeitlichen und räumlichen Zusammenhang zwischen Rückstandsgehalt in Fischen und Kanalbeköderung. In Spanien wurden neben Warfarin auch Coumatetralyl, Ferulenol, Acenocoumarol, Flocoumafen, Brodifacoum, Bromadiolon und Difenacoum mit Konzentrationen von 0,86 ng/l bis 87,0 ng/l in Kläranlagenzulauf- und -ablauf nachgewiesen (GÓMEZ-CANELA et al. 2014). Diese Ergebnisse konnten in der gegenwärtigen Studie nicht bestätigt werden (siehe Anhang 1), wobei die Stichprobengröße vergleichbar, aber die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen etwas höher als in der spanischen Studie mit Nachweisgrenzen zwischen 0,34 ng/L und 20 ng/l lagen (GÓMEZ-CANELA et al. 2014).

Anhang 1 fasst die Ergebnisse der Rückstände in Gesamtfisch zusammen.

Die Bestimmungsgrenzen (BG) für Fischleber lagen für Bromadiolon, Brodifacoum, Difenacoum und Difethialon bei 1 µg/kg und für Coumatetralyl, Flocoumafen sowie Warfarin bei 0,2 µg/kg Frischgewicht und waren, bis auf Bromadiolon und Difenacoum, vergleichbar mit der Studie von KOTTHOFF et al. (2018).

<sup>9</sup> <https://echa.europa.eu/documents/10162/fa3f5493-6089-bbf3-ec81-84b79b56f259>

Die BGs für Bromadiolon und Difenacoum lagen bei KOTTHOFF et al. (2018) bei 2 µg/kg und 0,2 µg/kg.

**Rodentizide in  
Fischen  
nachweisbar**

In drei der ausgewählten Proben konnten Rodentizidrückstände nachgewiesen werden: Brodifacoum, Bromadiolon und Warfarin in Inn/Erl, Drau/Lavamünd und Donau/Hainburg. Brodifacoum wurde mit 3,4 µg/kg und Bromadiolon mit 2,5 µg/kg Frischgewicht (FG) in Aitel (Poolproben) nachgewiesen, Warfarin war in geringen Konzentrationen < BG mit 0,2 µg/kg FG in einem Einzelfisch (Zander) nachweisbar. Diese Ergebnisse zeigen auf, dass Rodentizide auch im aquatischen Kompartiment zu finden sind. Warfarin befindet sich laut Bundesamt für Sicherheit im Gesundheitswesen nicht als Humanarzneimittel in Österreich im Handel<sup>10</sup>.

Eine Vergleichsuntersuchung in Deutschland aus den Jahren 2011 und 2015 umfasste den Nachweis von AR-Wirkstoffen in Leberproben von Brassern (Auswahl von 17 bzw. 18 Standorten aus dem Archiv der Umweltprobenbank des Bundes). Dabei konnten Bromadiolon, Brodifacoum und Difethialon teilweise in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Für 2015 wurden Maximalwerte von Brodifacoum von 12,5 µg/kg (Mittelwert 3,4 µg/kg; detektiert in 88 % der Proben), Bromadiolon mit maximal 7,1 µg/kg (0,6 µg/kg Mittelwert) in 17 % der Proben sowie Difenacoum mit maximal 0,7 µg/kg in 44 % der Proben, Difethialon mit maximal 6,3 µg/kg in 6 % und Flocoumafen mit 0,3 µg/kg in 12 % der Proben berichtet (alle Gewichtsangaben beziehen sich auf Frischgewicht).

Die Ergebnisse für das Jahr 2011 waren deutlich niedriger und mit weniger Positivfunden. Die Proben an der österreichischen Grenze Donau Jochenstein wiesen 2011 keine Rückstände, aber 2015 Brodifacoum mit  $1.26 \pm 0.04$  µg/kg auf (KOTTHOFF et al. 2018).

**Vergleichsstudie  
zeigt jährliche  
Schwankungen**

Außerdem wurden Proben im Zeitraum 1992 bis 2013 von den Standorten Prossen, Elbe und Rehlingen sowie Saar analysiert. Die Ergebnisse weisen keine eindeutigen Trends auf, aber jährliche Schwankungen der Rodentizid-Konzentrationen. Brodifacoum war der am häufigsten nachgewiesene Wirkstoff, Bromadiolon, Difethialon und Difenacoum wurden nur vereinzelt und mit niedrigeren Konzentrationen detektiert (JACOB et al. 2018, KOTTHOFF et al. 2018).

In der gegenwärtigen Studie wurden AR-Wirkstoffe erstmals in Gesamtfisch (Aitel, Zander) nachgewiesen. Warfarin in Gesamtfisch wurde bis dato in keiner uns bekannten Studie detektiert. Die Werte der vorliegenden Untersuchung in Gesamtfisch liegen im Schwankungsbereich der Ergebnisse für Brodifacoum und Bromadiolon in Fischleber (Brasse) aus Deutschland. Brodifacoum reichert sich besonders in Leber an, wie Toxikokinetikstudien in Säugetieren und Monitoringuntersuchungen in Wildtieren zeigten (ITALIEN 2010). Daher ist zu erwarten, dass die Konzentrationen in den Fischlebern deutlich höher liegen würden. Auch können, wie die Untersuchungen aus Deutschland zeigen, die Rückstandsgehalte jährlich schwanken.

---

<sup>10</sup>[https://aspreregister.basg.gv.at/aspreregister/faces/aspreregister.jspx?\\_afriLoop=677337360464188&\\_afriWin dowMode=0&\\_adf.ctrl-state=so9w3ej6m\\_4](https://aspreregister.basg.gv.at/aspreregister/faces/aspreregister.jspx?_afriLoop=677337360464188&_afriWin dowMode=0&_adf.ctrl-state=so9w3ej6m_4)

### 3.2 Terrestrische Proben: Füchse und Vögel

AR-Wirkstoffe wurden in 66 % der 61 Tier-Proben nachgewiesen: Von den untersuchten Wirkstoffen war Warfarin in keiner, Chlorphacinon nur in einer Fuchsleberprobe mit 3 µg/kg Frischgewicht detektierbar. Brodifacoum war am häufigsten in 49 % aller Proben, gefolgt in absteigender Reihenfolge von Bromadiolon (41 %), Coumatetralyl (26 %), Difenacoum und Difethialon (je 23 %) sowie Flocoumafen (18 %) nachzuweisen. 51 % der Tierproben enthielten mehrere Wirkstoffe: So waren in 3 % aller Proben sechs Wirkstoffe, in 5 % fünf, in 12 %, 15 % oder 16 % jeweils vier, drei oder zwei Wirkstoffe nachweisbar. In 15 % der Proben wurde nur ein AR-Wirkstoff gemessen.

60 % der Fuchsproben wiesen Rückstände auf, bei Waldkäuzen waren es 86 % und bei Habichtskäuzen 75 % (siehe Tabelle 4). Wie aus Tabelle 3 ersichtlich, sind die Rückstandsgehalte in Füchsen deutlich höher als die Rückstände in Vögeln.

Brodifacoum- und Bromadiolon-Konzentrationen zeigten mit 750 µg/kg und 700 µg/kg Frischgewicht (FG) in Fuchsleber, gefolgt von Difethialon mit 480 µg/kg, die höchsten Messwerte auf. Difenacoum war mit maximal 76 µg/kg nachweisbar, Chlorphacinon, Flocoumafen und Coumatetralyl bewegten sich im niedrigen Konzentrationsbereich zwischen 3 und 10 µg/kg (siehe Tabelle 5).

Bei Vögeln dominierte Brodifacoum und war in 71 % der Waldkauz- und in 50 % der Habichtskauzproben mit maximal 77 µg/kg FG nachweisbar (siehe Tabellen 4 und 5). Maximalwerte an Bromadiolon erreichten bis zu 87 µg/kg FG, Difenacoum, Difethialon, Coumatetralyl und Flocoumafen wurden in absteigenden Konzentrationen nachgewiesen. Die Einzelergebnisse sind in Anhang 1 dargestellt.

**⅔ aller Proben wiesen Rodentizide auf**

**häufig und hohe Konzentrationen: Brodifacoum und Bromadiolon**

Rückstände	Fuchs	Waldkauz	Habichtskauz
% der Proben pro Tierart			
Brodifacoum	44	71	50
Bromadiolon	47	29	13
Flocoumafen	13	42	25
Difethialon	20	29	25
Difenacoum	24	29	0
Coumatetralyl	33	14	0
Chlorphacinon	2	0	0
<b>Summe</b>	<b>60</b>	<b>86</b>	<b>75</b>

*Tabelle 4:  
Prävalenz von AR-Rückständen in Fuchs, Wald- und Habichtskauz (Einheit: Nachweis in % der Proben pro Tierart)*

Tabelle 5:  
Ergebnisse Fuchs- und  
Vogelleberproben (in  
Frischgewicht)

		<b>Median [µg/kg]</b>	<b>MW [µg/kg]</b>	<b>Q75 [µg/kg]</b>	<b>Max [µg/kg]</b>
(Kauz)vögel (+Bussard)	Summe AR	<b>4,7</b>	19,5	23,2	99,5
	Brodifacoum	1,5	10,5	10,5	77,0
	Difethialon	0,0	1,5	0,3	13,0
	Bromadiolon	0,0	6,1	0,0	87,0
	Flocoumafen	0,0	0,5	0,1	4,9
	Difenacoum	0,0	0,1	0,0	1,1
	Chlorophacinon	0,0	0,0	0,0	0,0
	Coumatetralyl	0,0	0,7	0,0	11,0
	Warfarin	0,0	0,0	0,0	0,0
	Waldkauz	Summe AR	<b>19,1</b>	33,3	77,5
Brodifacoum		10,0	17,5	17,0	77,0
Bromadiolon		0,0	12,7	1,0	87,0
Coumatetralyl		0,0	1,6	0,0	11,0
Flocoumafen		0,0	0,7	0,2	4,9
Difethialon		0,0	0,5	0,3	3,1
Difenacoum		0,0	0,2	0,3	1,1
Chlorophacinon		0,0	0,0	0,0	0,0
Warfarin		0,0	0,0	0,0	0,0
Habichtskauz		Summe AR	<b>3,0</b>	7,4	6,8
	Brodifacoum	0,3	4,5	3,1	28,0
	Difethialon	0,0	2,4	1,5	13,0
	Bromadiolon	0,0	0,4	0,0	2,9
	Flocoumafen	0,0	0,2	0,0	1,7
	Chlorophacinon	0,0	0,0	0,0	0,0
	Coumatetralyl	0,0	0,0	0,0	0,0
	Difenacoum	0,0	0,0	0,0	0,0
	Warfarin	0,0	0,0	0,0	0,0
	Fuchs	Summe AR	<b>1,2</b>	127,3	70,0
Bromadiolon		0,0	64,8	11,0	700,0
Brodifacoum		0,0	35,2	8,7	750,0
Difethialon		0,0	21,7	0,0	480,0
Difenacoum		0,0	4,4	0,0	76,0
Coumatetralyl		0,0	0,7	0,5	10,0
Flocoumafen		0,0	0,4	0,0	8,0
Chlorophacinon		0,0	0,1	0,0	3,0
Warfarin		0,0	0,0	0,0	0,0

MW ... Mittelwert, Q75 ... 75 %-Quartil

In Österreich liegen keine Verkaufszahlen zu den eingesetzten Wirkstoffmengen vor, anhand der Zulassungen liegen Brodifacoum und Difenacoum basierte Produkte (jeweils 64 und 59 Zulassungen) an der Spitze, gefolgt von Bromadiolon mit 42 Zulassungen (mit Stand Jänner 2020 sind 217 Rodentizidprodukte zugelassen)<sup>11</sup>. Diese Zahlen könnten als Proxy für die eingesetzten Mengen dienen, wobei diese Annahme mit sehr vielen Unsicherheiten verbunden ist. Daher können die Daten zur Prävalenz nicht den Verkaufszahlen der Wirkstoffmengen gegenübergestellt werden.

**keine Verkaufszahlen zu Rodentiziden**

Bezüglich AR-Wirkstoff-Verteilung dominierte Brodifacoum bei Habichtskäuzen und Waldkäuzen im Unterschied zu Füchsen, bei denen Bromadiolon den größten Anteil am Wirkstoffgemisch hatte (siehe Abbildung 4). An zweiter Stelle folgten bei Habichtskäuzen Difethialon, bei Waldkäuzen Flocoumafen. Im Gegensatz zu Füchsen waren diese zwei Wirkstoffe in Habichtskäuzen und Waldkäuzen relevant, während Bromadiolon in Füchsen aber nicht in Käuzen mit einer hohen Prävalenz nachgewiesen wurde.

**artspezifische Unterschiede der Wirkstoffverteilung**

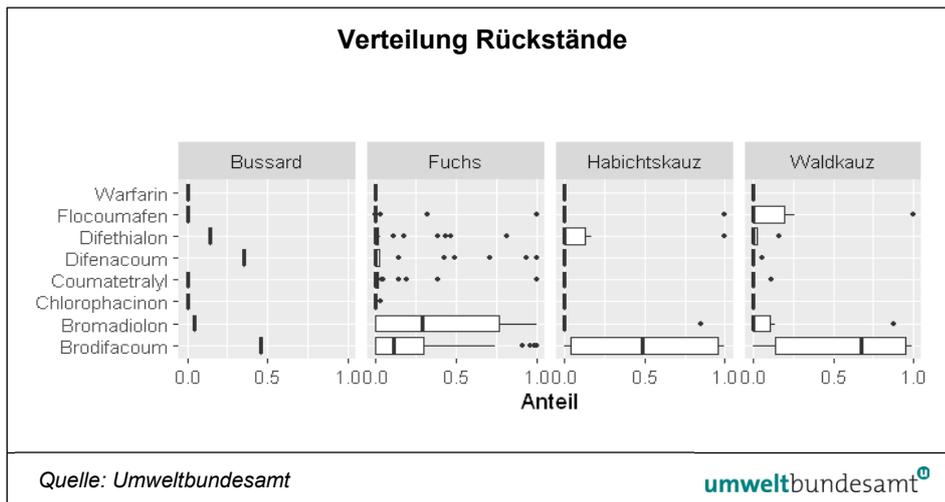


Abbildung 4: Artspezifische Verteilung der Rückstände

Ein direkter Rückschluss auf artspezifische Unterschiede in der Anreicherung ist allerdings nicht möglich, weil die Proben der beiden Kauzarten aus unterschiedlichen Regionen stammten (mit überdies unterschiedlichem Urbanisierungsgrad) sowie unterschiedliche Lebensweisen und Habitatansprüche haben. So kann der Waldkauz aufgrund seiner Anpassungsfähigkeit durchaus auch als Kulturfolger in Siedlungsgebieten leben, wohingegen der Habichtskauz nur in Ausnahmefälle ( z. B. strengen Wintern mit Nahrungsverknappung) Siedlungsnähe aufsucht. Allerdings hat der Habichtskauz einen deutlich höheren Nahrungsbedarf als der Waldkauz, weshalb er Örtlichkeiten erhöhter Kleinsäugerdichte (Wildfütterungen und Kirrstellen, solitär liegende Gehöfte und Reitställe etc.) und damit ggf. auch erhöhter AR-Exposition bevorzugt zum Nahrungserwerb aufsucht.

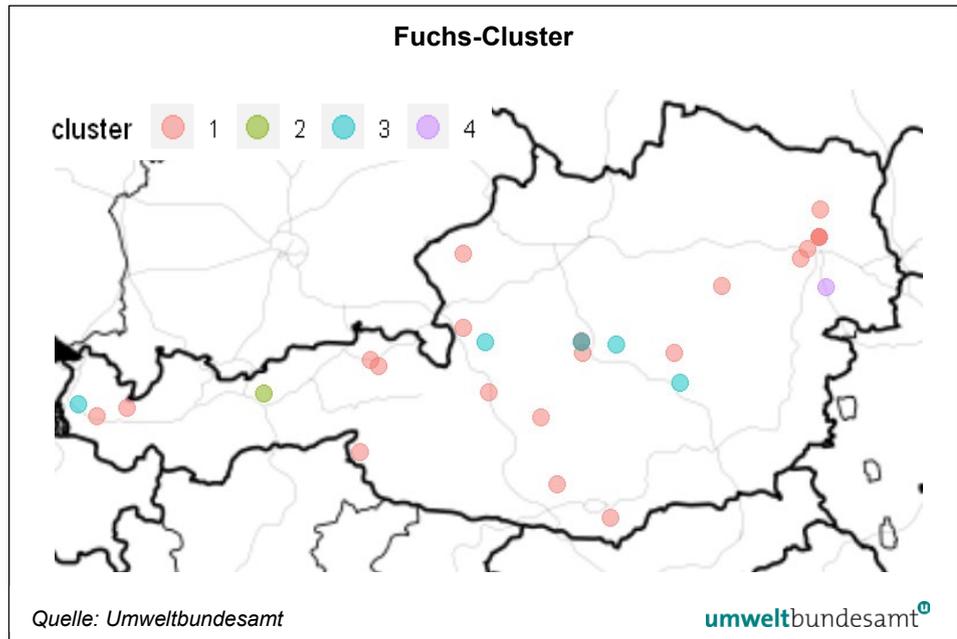
<sup>11</sup> <https://www.biozide.at/ms/biozide/biozidprodukte/bpv/>

Unterschiede in der Höhe der Wirkstoffbelastung und AR-Profil zwischen Füchsen und Vögeln können vielfältige Ursachen haben, darunter artspezifischen Metabolismus und Anreicherung, aufgenommene Nahrung mit unterschiedlichen AR-Rückständen oder Lebensalter. Limitierend ist weiters, dass die Stichprobe für Wald- und Habichtskäuze mit weniger als 10 Proben je Spezies sehr gering war. FGARs wie Chlorophacinon und Coumatetralyl stellten keinen nennenswerten Anteil an der Summe des Wirkstoffgehalts (siehe Abbildung 4).

**Wirkstoffprofil-  
unterschiede in  
Fuchsleber**

Die Wirkstoffprofile wiesen (mit dem auf Homogenität innerhalb des Clusters abzielenden Ward-Verfahren) bei den Fuchsleberproben vier Gruppen (Cluster) aus, von denen Cluster 2 und 4 mit nur jeweils 1 Probe vernachlässigbar sind (Abbildung 5). Cluster 1 war geographisch weit verbreitet (Abbildung 5) und zeichnete sich durch ein breites Wirkstoffgemisch, dominiert von Bromadiolon, aus. Der regionalere, kleinere Cluster 3 hingegen wurde durch Brodifacoum dominiert (siehe Abbildung 6). Eine großräumige Trennung zwischen den beiden Clustern und Rückschlüsse auf dementsprechende räumliche Expositionsunterschiede sind aus den vorliegenden Daten nicht stichhaltig ableitbar.

Abbildung 5:  
Geographische  
Darstellung der  
Fuchs-Cluster



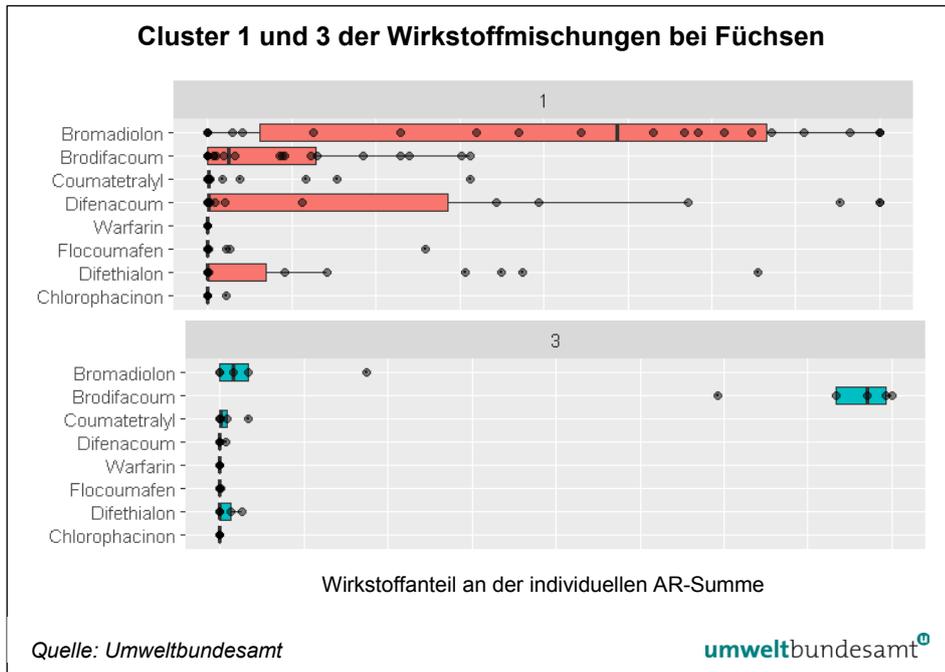


Abbildung 6:  
Cluster 1 und 3 der  
Wirkstoffmischungen  
bei Füchsen

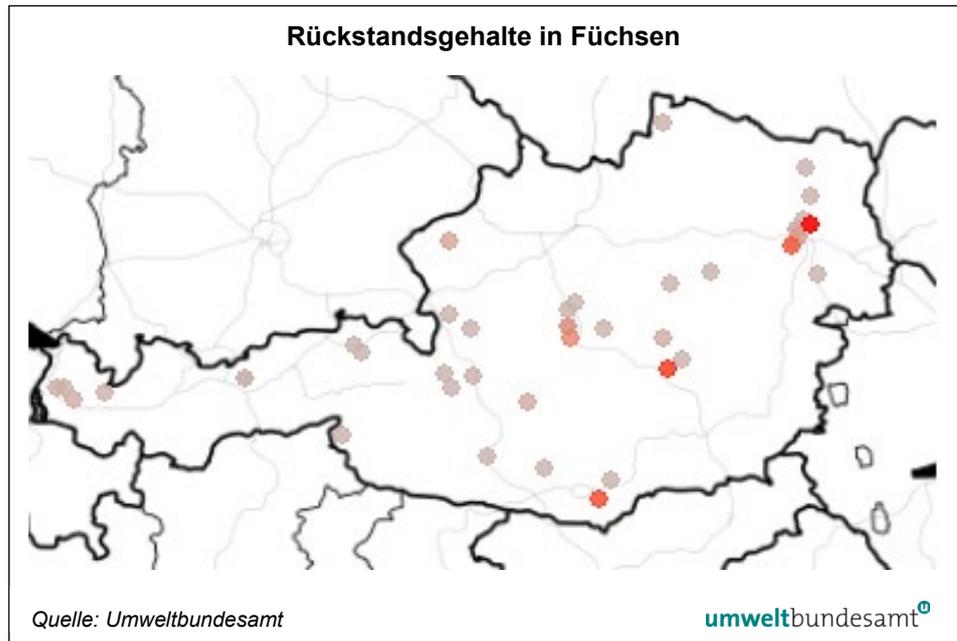
Die Rückstandsgehalte der AR-Wirkstoffe wiesen bei allen Tierarten weder einen ausgeprägten Zusammenhang mit dem Jahresverlauf noch mit der Anzahl der Höfe ("Hofstätten" aus INVECOS) oder der Entfernung zum nächsten Lagerhaus (als Proxy für landwirtschaftlichen Bedarf) auf. Ebenso wenig korrelierten die Konzentrationen maßgeblich mit der Anzahl der Großvieheinheiten (GVE), wobei jedoch eingangs bereits Herkünfte aus viehreichen Gemeinden bevorzugt wurden. GEDUHN et al. (2015) und LOPEZ-PEREA et al. (2019) belegten eine positive Assoziation zwischen Großviehdichte und Höhe der AR-Rückstände in Füchsen. BERNEY et al. (1997) stellte einen saisonalen Trend zwischen Höhe der Rückstände und Vergiftungsfälle im Jahresverlauf mit Maxima im Spätherbst und Frühling für Füchse, Bussard und Feldhasen fest. Auch GEDUHN et al. (2016) zeigte ein erhöhtes Vergiftungsrisiko für Schleiereulen im Herbst, da im Oktober/November vor allem Waldmäuse, die häufig höhere AR-Rückstände aufweisen, als Nahrung dienen.

Auffallend waren, wie in Abbildung 7 ersichtlich, regionale Belastungsunterschiede bei Füchsen. Höhere Rückstände traten bei den Füchsen im Gebiet Wien und nahe Klagenfurt, Leoben und Bruck auf. GEDUHN et al. (2015) zeigte eine positive Assoziation zwischen AR-Rückständen in Füchsen und Urbanisation in einer Studie aus Deutschland.

**keine Korrelation  
mit Jahreszeit oder  
Großvieheinheit**

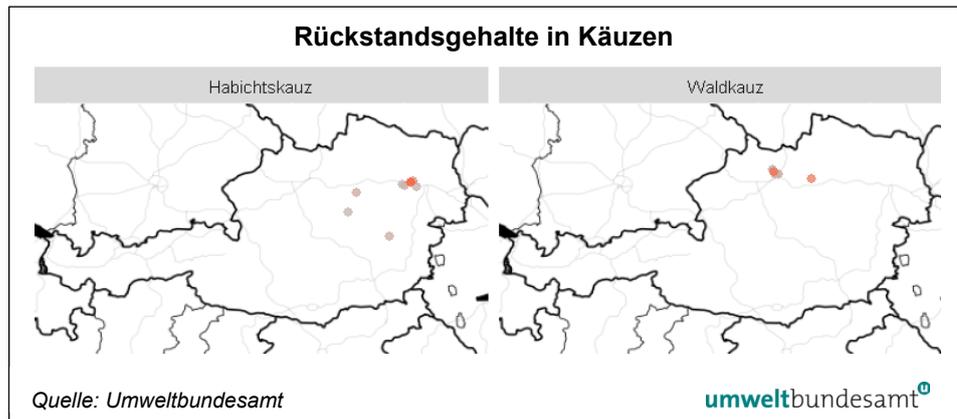
**regionale  
Belastungs-  
unterschiede**

Abbildung 7:  
Geographische  
Verteilung der  
Rückstandsgehalte in  
Füchsen



Bei den Habichtskäuzen waren in der Nähe von Wien, bei den Waldkäuzen in Linz (aber in einem Fall auch ländlich) die Belastungen am höchsten, wobei die Stichprobe sehr klein ist (siehe Abbildung 8). Die Fundorte der beiden Käuzarten hatten zwei deutlich getrennte räumliche Schwerpunkte. Die Waldkäuze stammten im Wesentlichen aus dem dicht bebauten Stadtgebiet Linz, während die Habichtskäuze aus ländlichen Regionen aufgrund ihrer bevorzugten Lebensweise in Waldgebieten, vorwiegend dem östlichen Wienerwald stammten.

Abbildung 8:  
Geographische  
Verteilung der  
Rückstandsgehalte in  
Käuzen



Waldkäuze waren rund sechsmal so stark belastet (Median: Summe Rodentizide in der Leber 19,1 µg/kg FG) wie Habichtskäuze (2,95 µg/kg FG). Habichtskäuze wiesen maximal 34 µg/kg und Waldkäuze 100 µg/kg auf (siehe Tabelle 5). Der Bussard war mit 4 Wirkstoffen (Bromadiolon, Brodifacoum, Difenacoum und Difethialon) mit einer Summe von 76 µg/kg FG belastet.

Rückschlüsse von gemessenen Rückständen auf die aufgenommene Dosis sind mit vielen Unsicherheiten verbunden, wie artspezifische Aufnahme, Verteilung, Metabolisierung oder Ausscheidung, aber auch Art und Weise der aufge-

nommenen Wirkstoffmengen. Ein wichtiger Expositionspfad ist über die Nahrungskette durch mit AR-Wirkstoffen belasteten Nagetieren und Kleinsäugetieren (ELLIOT et al. 2014, GEDUHN et al. 2016). Aber auch Insekten oder Singvögel können mit AR-Wirkstoffen belastet sein (ELLIOT et al. 2014).

Obwohl Belastungen von Greifvögeln/Eulen durch Monitoringdaten und Rückstandsuntersuchungen global gut dokumentiert sind (z. B. NAKAYAMA et al. 2019), sind Studien zu Auswirkungen dieser Rückstände in den betroffenen Arten beschränkt.

**Rückstandsbe-  
wertung schwierig**

Im EU-Biozidbewertungsverfahren wurden tolerierbare Schwellenwerte für Brodifacoum für Nicht-Zielorganismen abgeleitet. Der PNEC<sup>12</sup><sub>oral</sub> stellt eine orale Dosis dar, die bei Unterschreitung zu keinem nennenswerten Risiko in Säugtieren oder Vögeln führt. Für Brodifacoum wurde z. B. für Säugetiere ein PNEC<sub>oral, mammals</sub> von 0,0111 µg/kg bw/d und für Vögel ein PNEC<sub>oral, bird</sub> von 0,0128 µg/kg bw/d bestimmt (ITALIEN 2010). AR-Wirkstoffe besitzen eine ähnliche Wirkungsweise, die auf Hemmung der Vitamin K Epoxid-Reduktase abzielt, ein Enzym, das bei der Blutgerinnung und Knochenbildung eine Rolle spielt. Durch diesen ähnlichen Wirkmechanismus erscheint eine additive Wirkung wahrscheinlich.

Außerdem ist davon auszugehen, dass AR-Wirkstoffe wildlebende Tiere nicht nur durch ihre blutgerinnungshemmenden Eigenschaften, sondern auch durch mögliche reproduktionstoxische Effekte (wie z. B. in NIEDERLANDE UND ITALIEN 2016 angeführt) schädigen können. Die Datenlage zu solchen Effekten bei Vögeln in Felduntersuchungen ist jedoch nicht ganz eindeutig, da viele Faktoren zum Bruterfolg beitragen (siehe dazu QUINN et al. (2019)).

Nach ELLIOT et al. (2014) ist Bromadiolon weniger giftig für Vögel als Brodifacoum, die Datengrundlage ist jedoch beschränkt. In Kurz-Zeit-Laborstudien ist eine artspezifische Toxizität für Brodifacoum in Vögeln nachgewiesen: so ist die japanische Wachtel weniger sensitiv als die Stockente (ITALIEN 2010). Auch ist Brodifacoum für Vögel nach den standardisierten Labortests giftiger als Difencoum (ITALIEN 2010).

Mögliche Schwellenwerte zur Interpretation der Rückstände in Vögeln wurden von THOMAS et al. (2011) in einem probabilistischen Modell für Schleiereule, Streifenkauz, Rauhfußkauz und Rotschwanzbussard (n=270) erstellt: demnach zeigte einer von zwanzig Vögeln Anzeichen einer Vergiftung bei Rückständen in der Leber von 20 µg/kg, einer in fünf bei Konzentrationen von 80 µg/kg. BERNEY et al. (1997) bestimmte einen Bereich von 200 µg/kg bis 1.300 µg/kg Bromadiolon und 200 µg/kg bis 500 µg/kg Chlorophacinon in der Leber bei vergifteten, toten Mäusebussarden (n=16).

Wie in der EU-Bewertung von Brodifacoum beschrieben, führte der Verzehr von drei (oder weniger) mit Brodifacoum vergifteten Mäusen bei vier von sechs Schleiereulen bei Leberkonzentrationen zwischen 630 und 1250 µg Brodifacoum/kg Frischgewicht zur Letalität. In einer zweiten Studie mit 15-tägiger Exposition über die Nahrung lag die letale Leberkonzentration in Eulen > 1,7 mg Brodifacoum/kg, wobei keine Linearität zwischen Leberkonzentrationen und verabreichter Dosis festgestellt wurde (ITALIEN, 2010). Vergiftungen durch AR-Wirkstoffe treten oft langsam auf und gehen mit Lethargie einher (ITALIEN 2010). Die

---

<sup>12</sup> Predicted no effect concentration

ebenfalls letalen Konzentrationen in einer Felduntersuchung bei Falken lagen im Durchschnitt bei 230 µg Brodifacoum/kg (SCHWEDEN 2010). In einer von 1963 bis 1996 durchgeführten Untersuchung (NEWTON et al. 1997) waren tödliche Vergiftungen in Schleiereulen bereits ab 130 µg Bromadiolon/kg in Leber nachweisbar, in einem vergifteten Individuum war Bromadiolon mit 50 µg/kg, Brodifacoum mit 2 µg/kg und Flocoumafen mit 3 µg/kg nachweisbar.

LANGFORD et al (2013) nahmen in ihrer Bewertung einen letalen Schwellenwert von > 100 µg/kg für Steinadler- und Uhu-Leberrückstände basierend auf den Daten von THOMAS et al. (2011) an, mit der Einschränkung, dass Effekte auch bereits bei niedrigeren Konzentrationen auftreten könnten.

**1/3 der Vogelproben  
> 20 µg/kg belastet**

Effektwerte für Waldkauz und Habichtskauz sind nach Sichtung der Literatur nicht dokumentiert. Die vorliegenden Daten, meist aus Felduntersuchungen, weisen erhebliche Unsicherheiten auf, so z. B. bei der analytischen Bestimmung der Wirkstoffe oder den Variablen bei Feldstudien (z. B. letzte Aufnahme und Anreicherung von Wirkstoffen, Kausalität etc.). Als möglicher Schwellenwert können schädigende Effekte bei einer Leberkonzentration von über 20 µg/kg nicht ausgeschlossen werden. Bei fünf (31 %) der 16 Vögel-Leberproben lag die Summe der AR-Wirkstoffe über 20 µg/kg, ein Waldkauz wies eine Summenkonzentration von 100 µg/kg in der Leber auf.

Untersuchungen zu Effekten bei Füchsen sind ebenfalls sehr begrenzt und stammen von experimentellen Tierstudien (SAGE et al. 2010) und Feldstudien mit Bromadiolon (Vergiftungsfälle in Frankreich): BERNEY et al. (1997) detektierten Bromadiolonrückstände von 800 µg/kg bis 6.900 µg/kg und Chlorophacinon von 200 bis 600 µg/kg in der Leber von Füchsen mit klinisch manifestierter Vergiftungserscheinung (n=31). SAGE et al. zeigten, dass 2 von 4 Silberfüchsen nach wiederholter Fütterung von AR-belasteten Wühlmäusen nach 5 Tagen ohne Gabe des Antidotes verendet waren. Die gemessenen Leberkonzentrationen lagen bei zirka 2.000 µg/kg (SAGE et al. 2010). Wie schon erwähnt ist eine Ableitung einer „toxischen Konzentration“ aufgrund von Leberrückständen mit erheblichen Unsicherheiten verbunden und aufgrund der Datenlage in Füchsen nicht möglich. Der Schwellenwert von BERNEY et al. von 200 µg/kg wurde für die Bewertung der Fuchsleberrückstände in Deutschland (GEDUHN et al. 2015) und Spanien (LOPEZ-PAREA et al. 2019) herangezogen.

In der vorliegenden Untersuchung wiesen sieben (16 %) der 45 Fuchsleberproben einen Summenwert der AR-Wirkstoffe von über 200 µg/kg auf. Einige Individuen wiesen Maximalkonzentrationen > 800 µg/kg auf, bei denen klinisch manifestierte Vergiftungen in der Literatur dokumentiert sind. Die höchste Belastung lag bei 1.100 µg/kg.

**Vergleich mit  
ähnlichen  
europäischen  
Studien: Prävalenz**

In der vorliegenden Studie waren 66 % der Fuchs- und Vögel mit AR-Wirkstoffen belastet, viele davon mit einem Gemisch aus Wirkstoffen. Diese Prävalenz ist – trotz selektiver Untersuchung von Verdachtsfällen – niedriger als in einer ähnlichen Untersuchung aus Finnland, die jedoch mehr Taxa und eine größere Stichprobe umfasste und Rückstände in 82 % der Proben feststellen konnte (n=131, Nachweisgrenze 0,3 µg/kg). Die Bestimmungsgrenzen lagen jedoch in der gegenwärtigen Untersuchung etwas höher.

Die 16 untersuchten Wald-, Habichtskauz- und die Bussardproben waren mit 81 % häufig mit AR-Wirkstoffen belastet, in Deutschland waren in einer Studie aus dem Jahr 2013 in 55 % der Leberproben von Schleiereulen (n=11) Rodentizidrückstände nachweisbar (GEDUHN et al. 2016). Die Prävalenz für Estland

(Zeitraum 2013–2019) für verschiedene Eulenarten wie Wald- und Habichtskäuz sowie Bussard lag bei 70 % (n=31), 27 % der Proben wiesen mehrere AR-Wirkstoffe auf (PETRIS 2019).

Bei Fuchsleber waren 60 % der Proben in Übereinstimmung mit einer Untersuchung aus Deutschland (61 %) belastet, wobei in Deutschland eine größere Stichprobe (n=265) ebenfalls aus dem Tollwutmonitoring untersucht wurde (JACOB et al. 2018). In einer ähnlichen Studie aus Spanien lag die Prävalenz bei 50 % (LOPEZ-PEREIA et al. 2019).

Untersuchungen in Deutschland ergaben deutlich höhere Rückstände in Fuchsleber z. B. für Brodifacoum mit einem Mittelwert von 267 µg/kg FG und einem Maximalwert von 2.433 µg/kg FG oder für Bromadiolon mit dem Mittelwert von 185 µg/kg FG und einem Maximalwert von 1.574 µg/kg FG (GEDUHN et al. 2015). In Untersuchungen aus Frankreich lagen die Werte für Bromadiolon (n=48, Mittelwert 442 µg/kg FG, max. 2060 µg/kg FG) etwas höher als in Deutschland, wobei die Probenahme unmittelbar nach einer Köderausräumung mit Bromadiolon als Pflanzenschutzmittel zur Bekämpfung einer Wühlmaus-Plage erfolgte (FOUREL et al. 2018).

Auch die Bromadiolon-Werte aus Finnland sind mit einem Mittelwert von 209 µg/kg FG und einem Maximalwert von 920 µg/kg FG höher als in der vorliegenden Untersuchung. Im Vergleich sind die Brodifacoum Werte in Füchsen jedoch deutlich niedriger (Brodifacoum Mittelwert 13 µg/kg FG, Maximalwert 22 µg/kg FG in der finnischen Studie). Auffallend waren in dieser Untersuchung (KOIVISTO et al. 2018) die hohe Prävalenz von Coumatetralyl (in 58 % der Proben) sowie kein Nachweis von Difenacoum. Die finnische Stichprobe zu Füchsen fiel jedoch deutlich kleiner aus (n=12).

Die Autoren einer spanischen Studie (LOPEZ-PEREIA et al. 2019) berichten für Fuchsleber (n=10) einen Mittelwert für SGARs von  $1.259 \pm 779$  µg/kg FG und Maximalwerte von 5.810 µg/kg Frischgewicht. Dies ist deutlich höher als bei der in Österreich gemessenen Stichprobe mit einem Mittelwert von 127 µg/kg und einem Maximalwert von 1 099 µg/kg Frischgewicht für die Summe der AR-Wirkstoffe. Ein Vergleich mit anderen europäischen Studien zeigt, dass die Rückstände in Fuchsleber dieser Studie im unteren Bereich der angeführten Konzentrationen liegen, wobei jedoch mit Unsicherheiten zur Vergleichbarkeit der eingesetzten analytischen Methoden zu rechnen ist.

Im Vergleich liegen die Werte für Waldkäuze in der finnischen Studie (KOIVISTO et al. 2018) für Brodifacoum (Mittelwert 2,8 µg/kg FG, Maximalwert 3,7 µg/kg FG), Bromadiolon (Mittelwert 9,8 µg/kg FG, Maximalwert 24 µg/kg) und Coumatetralyl (Mittelwert 2,3 µg/kg FG, Maximalwert 3,9 µg/kg FG) unter den Maximalwerten der vorliegenden Studie. Auch waren die Vögel aus Österreich mit mehr Wirkstoffen belastet.

In der Untersuchung von PETRIS (2019) aus Estland waren die Konzentrationen ähnlich, für Waldkäuze (n=10) lagen die Leberkonzentrationen für Brodifacoum bei einem Mittelwert von 26,3 µg/kg FG (Maximalwert 89,8 µg/kg), für Bromadiolon bei einem Mittelwert von 12 µg/kg FG (Maximalwert 33,8 µg/kg) und für Difenacoum im Mittel bei 0,2 µg/kg FG bei maximal 1,4 µg/kg. Für Habichtskäuze (n=4) wurden folgende Rückstände dokumentiert: Brodifacoum Mittelwert 6,4 µg/kg FG (Maximalwert 13,7 µg/kg), Bromadiolon Mittelwert 39,5 µg/kg FG (132 µg/kg) und Difenacoum Mittelwert 0,3 µg/kg FG und einem Maximalwert von 1,1 µg/kg FG. Im Vergleich zu diesen Studien waren die öster-

reichischen Waldkäuze mit wesentlich mehr AR-Wirkstoffen wie Coumatetralyl, Difenacoum, Difethialon und Flocoumafen belastet. Die Stichprobenanzahl war in beiden Untersuchungen etwa ähnlich.

Ein Vergleich der Ergebnisse dieser Studie mit Untersuchungen aus Finnland und Estland mit ebenfalls kleinen Stichproben zeigt, dass die Rückstände in Wald- und Habichtskauz im oberen Bereich der gemessenen Konzentrationen liegen und die Greifvögel mit mehr Wirkstoffen belastet waren.

Zusammenfassend wurde in der vorliegenden Studie und in den ausgewählten Stichproben eine weitere Verbreitung von SGARs in Nichtzielarten wie Fuchs und Eulen gezeigt. Die gemessenen Konzentrationen lagen für ca. 30 % der Vögel und 16 % der Füchse in einem Bereich, in dem subletale Effekte möglich sind. Wildtiere unterliegen einer Vielzahl von Stressoren und die Auswirkung dieser zusätzlichen, in manchen Individuen sehr hohen Rückstände auf Populationsebene ist ein weiterer Forschungsbedarf. Abiotische untersuchte Grundwasser- und Abwasserproben enthielten keine AR-Wirkstoffe, Messungen in anderen Umweltmedien wie Schwebstoff, Sediment oder Boden könnten über den Verbleib und Verhalten dieser Wirkstoffe weiter Aufschluss geben. Der Nachweis in Fischen belegt einen Eintrag dieser Substanzen in aquatische Ökosysteme. Zur Charakterisierung und Abschätzung der Belastung wären weiterführende Untersuchungen in Fischen und anderen aquatischen Arten z. B. aus der Gruppe der Sedimentbewohner zielführend.

## 4 REFERENZEN

- Biozidprodukte-Verordnung (VO (EU) Nr. 528/2012): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten i.d.g.F.
- Biozid-Produkte-Gesetz (BGBl. I Nr. 105/2013): Bundesgesetz zur Durchführung der Biozidprodukteverordnung i.d.g.F.
- BMLFUW (2012): GZÜV Trendermittlung von Schadstoffen in Biota 2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abt. VII/1 – Nationale Wasserwirtschaft, Wien 2012.
- BERNY, P.J.; BURONFOSSE, T.; BURONFOSSE, F.; LAMARQUE, F. & LORGUE, G. (1997): Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere* 35: 1817–1829.
- ELLIOTT, J.E.; HINDMARCH, S.; ALBERT, C.A.; EMERY, J.; MINEAU, P. & MAISONNEUVE, F. (2014): Exposure pathways of anticoagulant rodenticides to nontarget wildlife. *Environ Monit Assess.* 2014 Feb; 186(2):895-906. doi: 10.1007/s10661-013-3422-x.
- FOUREL, I.; SAGE, M.; BENOIT, E. & LATTARD, V. (2018): Liver and fecal samples suggest differential exposure of red fox (*Vulpes vulpes*) to trans- and cis-bromadiolone in areas from France treated with plant protection products. *Sci Total Environ.* 2018 May 1; 622-623:924-929. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.053.
- GEDUHN, A.; JACOB, J.; SCHENKE, D.; KELLER, B.; KLEINSCHMIDT, S. & ESTHER, A. (2015): Relation between Intensity of Biocide Practice and Residues of Anticoagulant Rodenticides in Red Foxes (*Vulpes vulpes*). *PLoS ONE* 10(9): e0139191. doi:10.1371/journal.pone.0139191.
- GEDUHN, A., ESTHER, A., SCHENKE, D., GABRIEL, D. & JACOB, J. (2016): Prey composition modulates exposure risk to anticoagulant rodenticides in a sentinel predator, the barn owl. *Science of the Total Environment* 544 (2016) 150–157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.117>
- GÓMEZ-CANELA, C.; BARATA, C. & LACORTE, S. (2014): Occurrence, elimination, and risk of anticoagulant rodenticides and drugs during wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research* volume 21, pages7194–7203.
- HAUZENBERGER, I.; BUCHNER, I.; UHL, M.; LINDINGER, H.; LOISHANDL, H.; GHOBRIAL, M. (2016): Schadstoffe in Produkten: Erhebung der Relevanz von bioziden Wirkstoffen in Österreich, Projektnummer: 10433-015, unveröffentlicht.
- ITALIEN (2010): Assessment Report: Brodifacoum, Inclusion of active substances in Annex I to Directive 98/8/EC. [https://circabc.europa.eu/sd/a/d88b968d-e5b8-4b4e-84bb-79a8b41acc4b/2010%2001%2017%20Final%20combined%20AR%20Brodifacoum\\_rev%20\\_2\\_.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/d88b968d-e5b8-4b4e-84bb-79a8b41acc4b/2010%2001%2017%20Final%20combined%20AR%20Brodifacoum_rev%20_2_.pdf)
- JACOB, J.; BROLL, A.; ESTHER, A. & SCHENKE, D. (2018): Rückstände von als Rodentizid ausgebrachten Antikoagulanzen in wildlebenden Biota Abschlussbericht, Herausgeber Umweltbundesamt Dessau, ISSN 1862-4359, Dessau-Roßlau, Januar 2018.

- KAHLE, M. & NÖH, I. (2009): Biozide in Gewässern: Eintragspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen, Umweltbundesamt Dessau, ISSN 1862-4804.
- KOTTHOFF, M.; RÜDEL, H.; JÜRLING, H.; SEVERIN, K.; HENNECKE, S.; FRIESEN, A. & KOSCHORRECK, J. (2018): First evidence of anticoagulant rodenticides in fish and suspended particulate matter: spatial and temporal distribution in German freshwater aquatic systems. *Env Sci Pollut Res*.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-1385-8>
- KOIVISTO, E.; ANDREA, A.; KOIVISTO, P.; KORKOLAINEN, T.; VUORISALO, D.; HANSKI, IK.; LOIVAMAA, I. & KOIVISTO, S. (2018): The prevalence and correlates of anticoagulant rodenticide exposure in non-target predators and scavengers in Finland. *Science of the Total Environment* 642 701–707.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.063>
- LOPEZ-PERIA, JJ.; CAMARERO, PR.; SANCHEZ-BARBUDO, I. & MATEO, R. (2019): Urbanization and cattle density are determinants in the exposure to anticoagulant rodenticides of non-target wildlife *Environmental Pollution* 244 801–808.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.101>
- LANGFORD, K., REID, M. & THOMAS, KV. (2013): The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway. *Science of The Total Environment*, 450–451, 205-208.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.100>
- NEWTON, I.; WYLLIE, I. & DALE, L. (1997): Mortality causes in British Barn Owls (*Tyto alba*), based on 1,101 carcasses examined during 1963–1996. In: Duncan, James R.; Johnson, David H.; Nicholls, Thomas H., eds. *Biology and conservation of owls of the Northern Hemisphere: 2nd International symposium*. Gen. Tech. Rep. NC-190. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 299–307.  
[https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr\\_nc190/gtr\\_nc190\\_299.pdf](https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr_nc190/gtr_nc190_299.pdf)
- NAKAYAMA, SMM., MORITA, A., IKENAKA, Y., MIZUKAWA, H., ISHIZUKAA, M. (2019): Review: poisoning by anticoagulant rodenticides in non-target animals globally. *J Vet Med Sci*. 2019 Feb; 81(2): 298–313. doi: 10.1292/jvms.17-0717
- NORSTRÖM, K. (2012): Swedish National Screening Programme 2008 – Subreport 3. Biocides: Difenacoum (Version 2 April 2012). IVL Swedish Environmental Research Institute (IVL Rapport B1877). Stockholm, April 2012
- NIEDERLANDE UND ITALIEN (2016): Assessment Report Brodifacoum, Evaluation of active substances, Renewal of approval according to Regulation (EU) No 528/2012. September 2016.  
<https://echa.europa.eu/documents/10162/fa3f5493-6089-bbf3-ec81-84b79b56f259>
- PEETRIS, P. (2019): Second generation anticoagulant rodenticides in birds of pray of Estonia. Final Thesis. Estonian University of life sciences. Institute of Veterinary Medicine and Animal Sciences.  
[https://dspace.emu.ee/xmlui/bitstream/handle/10492/4951/Priit\\_Peetris\\_2019MA\\_VM\\_t%C3%A4istekst.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://dspace.emu.ee/xmlui/bitstream/handle/10492/4951/Priit_Peetris_2019MA_VM_t%C3%A4istekst.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- QUINN, N. (2014): Assessing individual and population-level effects of anticoagulant rodenticides on wildlife. *Human–Wildlife Interactions* 13(2): 200–211, Fall 2019.  
[digitalcommons.usu.edu/hwi](https://digitalcommons.usu.edu/hwi)

- REGNERY, J.; PARRHYSIUS, P.; SCHULZ, RS.; KOHLENKAMP, C.; BUCHMEIER, G.; REIFFERSCHIED, G. & BRINKE, M. (2019): Wastewater-borne exposure of limnic fish to anticoagulant rodenticides. *Water Research* 167 (2019) 115090. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115090>
- SAGE, M.; FOUREL, I.; COEURDASSIER, M.; BARRAT, J.; BERNY, P.; GIRAUDOUX, P. et al. (2010): Determination of bromadiolone residues in fox faeces by LC/ESI-MS in relationship with toxicological data and clinical signs after repeated exposure. *Environ Res* 110: 664–674. doi: 10.1016/j.envres.2010.07.009.
- SCHWEDEN (2010): Assessment Report, Bromadiolone - Product-type 14 (Rodenticides). Inclusion of active substances in Annex I or IA to Directive 98/8/EC. 30 May 2008, revised 16 December 2010. [http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0012-14/0012-14\\_Assessment\\_Report.pdf](http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0012-14/0012-14_Assessment_Report.pdf)
- THOMAS, P.J.; MINEAU, P.; SHORE, RF.; CHAMPOUX, L.; MARTIN, PA.; WILSON, LK. et al. (2011): Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environ Int* 2011;37:914–20.
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (Hrsg.) (2017): Sind Biozideinträge in die Umwelt von besorgniserregendem Ausmaß? Texte 15/2017, ISSN 1862-4359 März 2017. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/sind-biozideintraege-in-die-umwelt-von>

## 5 ANHANG 1: ZUSAMMENSTELLUNG DER MESSERGEBNISSE

Tabelle 6: Ergebnisse Fischproben (bezogen auf Frischgewicht)

Labornummer	Probenbezeichnung								
		Brodifacoum	Bromadiolon	Chlorophacinon	Coumatetrayl	Difenacoum	Difethialon	Flocoumafen	Warfarin
Einheit		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
NG		0,500	0,500	0,500	0,100	0,500	0,500	0,100	0,100
BG		1,000	1,000	1,000	0,200	1,000	1,000	0,200	0,200
1401 00834	Wulka Poolprobe	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1401 00837	Feistritz/Fürstenfeld Poolprobe	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1401 00854	Ybbs/Amstetten Poolprobe 2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1401 00855	Schwechat/Mannswörth Poolprobe 1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1401 01000	Fischa/Fischamend Poolprobe	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01491	Donau/Hainburg Poolprobe 1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01492	Donau/Hainburg Poolprobe 2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01496	Donau/Jochenstein Poolprobe 1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01497	Donau/Jochenstein Poolprobe 2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01501	Mur/Spielfeld Poolprobe 1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1704 01502	Mur/Spielfeld Poolprobe 2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>1704 01505</b>	<b>Inn/Erl Poolprobe 3</b>	<b>n.n.</b>	<b>2,5</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>
<b>1704 01506</b>	<b>Drau/Lavamünd Poolprobe 4</b>	<b>3,4</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>
1901 00384	Poolprobe 1, Rheintal-Binnenkanal	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1901 00385	Poolprobe 2, Rotach	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07301	Donau, Hainburg: Schwarzmundgrundel	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>1908 07302</b>	<b>Donau Hainburg Zander</b>	<b>n.a.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>&lt; 0,2</b>

Labornummer	Probenbezeichnung	Brodifacoum	Bromadiolon	Chlorophacinon	Coumatetralyl	Difenacoum	Difethialon	Flocoumafen	Warfarin
		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
1908 07303	Donau, Hainburg Schied	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07304	Donau, Hainburg Aalrutte	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07305	Donau, Hainburg Flussbarsch	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07306	Donau, Hainburg Wels	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07307	Donau, Aschach Zander	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07308	Donau, Aschach Schied	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07309	Donau, Aschach Wels	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07310	Donau, Aschach Kesselgrundel	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07311	Donau, Aschach Aalrutte	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
1908 07312	Donau, Aschach Flussbarsch	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Tabelle 7: Ergebnisse Abwässer

Probe	Labornummer	alpha-Chloralose	Brodifacoum	Bromadiolon	Chlorophacinon	Coumatetralyl	Difenacoum	Difethialion	Flocoumafen	Warfarin
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Mischprobe ARA 1 Zulauf	1809 06456	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.a.	n.n.
Mischprobe ARA 1 Ablauf	1809 06457	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Mischprobe ARA 2 Zulauf	1809 06458	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.a.	n.n.
Mischprobe ARA 2 Ablauf	1809 06459	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Mischprobe ARA 3 Zulauf	1809 06460	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.a.	n.n.
Mischprobe ARA 3 Ablauf	1809 06461	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Mischkanal Graz (R05)	1810 07159	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Trennkanal Graz (Ziegel)	1810 07160	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Trennkanal Siedlungsgebiet Ostösterreich	1810 07164	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Trennkanal Vorarlberg (Langackerweg_1+2)	1810 07461	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Trennkanal Vorarlberg (Langackerweg_3+4)	1810 07465	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 2 Zulauf	1810 07540	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.a.	n.n.
ARA 2 Ablauf	1810 07541	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 4 Zulauf	1810 07542	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.a.	n.n.
ARA 4 Ablauf	1810 07543	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 5 Zulauf	1810 07544	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.a.	n.n.
ARA 5 Ablauf	1810 07545	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 6 Zulauf	1810 07546	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.a.	n.n.
ARA 6 Ablauf	1810 07547	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

<b>Probe</b>	<b>Labornummer</b>	<b>alpha-Chloralose</b>	<b>Brodifacoum</b>	<b>Bromadiolon</b>	<b>Chlorophacinon</b>	<b>Coumatetralyl</b>	<b>Difenacoum</b>	<b>Difethialon</b>	<b>Flocoumafen</b>	<b>Warfarin</b>
STBZI2018-1 Zulaufmischprobe ARA 7	1811 08004	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
STBZI2018-2 Ablaufmischprobe ARA 7	1811 08005	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
STBZI2018-4 Zulaufmischprobe ARA 8	1811 08006	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
STBZI2018-5 Ablaufmischprobe ARA 8	1811 08007	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
STBZI2018-7 Zulaufmischprobe ARA 9	1811 08008	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
STBZI2018-8 Ablaufmischprobe ARA 9	1811 08009	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
STBZI2018-10 Zulaufmischprobe ARA 10	1811 08010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
STBZI2018-11 Ablaufmischprobe ARA 10	1811 08011	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Zulauf TMP ARA 11	1812 09192	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Ablauf TMP ARA 11	1812 09193	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Zulauf TMP ARA 12	1812 09194	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Ablauf TMP ARA 12	1812 09195	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Zulauf TMP ARA 13	1812 09196	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Ablauf TMP ARA 13	1812 09197	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Zulauf TMP ARA 14	1812 09301	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.a.	n.n.
Ablauf TMP ARA 14	1812 09302	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

*n.n. ....nicht nachweisbar, n.a. ...nicht detektierbar, TMP ..Tagesmischprobe*

Tabelle 8: Messergebnisse der AR-Wirkstoffe in Leber (bezogen auf Frischgewicht) von Füchsen-, Habicht-, Waldkäuzen und Bussard

Labornr.	Tierart	GPS-long	GPS-lat	GVEs	Brodifacoum [µg/kg]	Bromadiolon [µg/kg]	Chlorophacinon [µg/kg]	Coumatetralyl [µg/kg]	Difenacoum [µg/kg]	Difethialon [µg/kg]	Flocoumafen [µg/kg]	Warfarin [µg/kg]
1904 02328	F	16,3778436	48,2084428	n.r.	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02329	F	16,3778436	48,2084428	n.r.	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02349	F	16,3778436	48,2084428	n.r.	2,2	230	0	0,5	0	0	8	0
1904 02364	F	16,3778436	48,2084428	n.r.	8,7	610	0	1,2	0	480	0	0
1904 02367	F	16,3778436	48,2084428	n.r.	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02376	F	16,3778436	48,2084428	n.r.	3,2	3,8	0	1,2	0	0	0	0
1904 02391	F	16,3778436	48,2084428	n.r.	73	180	0	0,5	0	0,5	0	0
1904 02375	F	14,6046603	46,6733044	4050	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02360	F	13,3681638	47,5906117	3587	11	0,5	0	0,5	0	0	0	0
1904 02454	WK	14,978	48,195	3266	77	0	0	0	0,5	0	0	0
1904 02459	HK	15,152	48,025	2885	4,7	0	0	0	0	0	0	0
1904 02369	F	13,2142328	47,233373	2528	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02339	F	16,3400546	48,5336604	2377	0	0	0	0	0	0	0	0
1905 02959	F	13,3978723	47,2924719	2226	0,5	0	0	1,9	38	0	0	0
1904 02378	F	14,2520176	47,5296054	2219	170	180	0	10	11	80	0	0
1904 02389	F	14,548397	47,5781458	2088	0,5	0	0	0	0	0	0	0
1905 02953	F	14,01526	46,7444043	2029	0	0	0	0	1,1	0	0	0
1904 02395	F	13,8670942	47,1417264	1870	33	73	3	0	1,2	0	0	0
1904 02326	F	14,3003685	47,7378496	1504	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02346	F	15,2490616	47,3988914	1469	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02342	F	13,1335863	47,3141639	1437	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02359	F	13,52146	46,81924	1398	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02455	HK	15,012	47,786	1302	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02398	F	13,1780889	48,1109227	1286	19	9	0	0,5	76	68	4,8	0
1904 02348	F	14,2354998	47,5934298	1228	0,5	0	0	0	6,1	5,8	0	0
1904 02396	F	14,2354998	47,5934298	1228	6,2	42	0	0,5	0	220	0,32	0
1904 02397	F	14,2354998	47,5934298	1228	110	2,3	0	0	0	1,9	0	0
1904 02356	F	15,1299446	47,8571127	1193	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02343	F	11,3805515	47,2888914	1189	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02352	F	11,3805515	47,2888914	1189	0	0	0	0	0	0	0,1	0

Labornr.	Tierart	GPS-long	GPS-lat	GVEs	Brodifacoum [µg/kg]	Bromadiolon [µg/kg]	Chlorophacinon [µg/kg]	Coumatetralyl [µg/kg]	Difenacoum [µg/kg]	Difethialon [µg/kg]	Flocoumaten [µg/kg]	Warfarin [µg/kg]
1904 02366	F	12,3410576	47,4821759	1099	0	1,2	0	0	0	0	0	0
1904 02386	F	12,4140927	47,4474254	1099	0,5	3,9	0	0	0	0	0	0
1904 02452	HK	15,739	47,488	1099	0,5	2,9	0	0	0	0	0	0
1904 02344	F	15,0717326	47,524297	1073	0	20	0	0	50	0	0	0
1904 02361	F	15,0741393	48,8028627	1022	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02371	F	15,0741393	48,8028627	1022	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02325	F	9,86703283	47,1543587	990	11	57	0	0	0	0	0	0
1904 02363	F	14,2278399	47,6969159	984	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02332	F	15,4994125	47,9182806	929	0	0,5	0	0	0	0	0	0
1904 02456	HK	16,154	48,159	642	0	0	0	0	0	13	0	0
1904 02382	F	15,1242848	47,3466058	642	750	220	0	0,5	8	33	1,1	0
1904 02400	B	9,9461263	47,0706882	487	35	3,4	0	0	27	11	0	0
1904 02464	WK	14,286	48,306	482	0	0	0	0	0	0	0,1	0
1904 02466	WK	14,328	48,245	482	23	0	0	0	0	0	0,21	0
1904 02468	WK	14,288	48,272	482	1,5	87	0	11	0	0	0	0
1904 02470	WK	14,374	48,243	482	10	0	0	0	1,1	3,1	4,9	0
1904 02472	WK	14,271	48,309	482	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02474	WK	14,374	48,243	482	11	1,9	0	0	0	0,5	0	0
1904 02333	F	14,5033496	46,547354	477	210	700	0	0,5	1,3	0	0	0
1904 02372	F	9,77667836	47,2222757	398	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02338	F	12,2457115	46,9418251	321	0	11	0	2,6	0	0	0	0
1904 02457	HK	16,013	48,107	319	2,5	0	0	0	0	0	0	0
1904 02458	HK	15,971	48,122	319	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02362	F	10,1430787	47,2030403	233	0	0,5	0	0	0	0	0	0
1904 02354	F	9,71056394	47,2249473	182	52	0	0	0,5	0	0	0	0
1904 02340	F	16,3853301	48,3656434	128	1,5	0,5	0	5,3	1,9	0	4,4	0
1904 02357	F	16,4417148	47,9121	79	0	0	0	6,8	0	0	0	0
1904 02336	F	16,2152871	48,0820489	73	120	570	0	0	2,7	89	0	0
1904 02453	HK	16,115	48,148	64	28	0	0	0	0	5,8	0,1	0
1904 02347	F	16,2325857	48,0946668	24	0	0	0	0	0	0	0	0
1904 02460	HK	16,213	48,092	24	0	0	0	0	0	0	1,7	0

F...Fuchs, WK...Waldkauz, HK ...Habichtskauz, B ... Bussard



**Umweltbundesamt GmbH**

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

[office@umweltbundesamt.at](mailto:office@umweltbundesamt.at)

[www.umweltbundesamt.at](http://www.umweltbundesamt.at)

Biozide Wirkstoffe aus der Gruppe der Blutgerinnungshemmer werden zur Bekämpfung von Ratten oder Mäusen eingesetzt, sind hochgiftig, langlebig und reichern sich über die Nahrungskette an. Der neue Report zeigt erstmals die Verbreitung dieser Wirkstoffe in Nicht-Zielarten wie Fuchs oder Vögel in Österreich. Die gemessenen Konzentrationen in der Leber lagen bei ca. 30 % der Vögel und 16 % der Füchse in einem Bereich, in dem negative Wirkungen möglich sind. Die häufigsten Wirkstoffe waren Brodifacoum und Bromadiolon, gefolgt von Coumatetralyl, Difenacoum und Difethialon. Die Wirkstoffe traten oft in Kombinationen auf. Die Auswirkung individuell teils sehr hoher Schadstoffrückstände auf Populationen ist noch wenig erforscht. Ebenfalls nachgewiesen wurden die Gerinnungshemmer in Fischen. Damit ist der Eintrag dieser Wirkstoffe in aquatische Ökosysteme belegt.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Publikationen des Umweltbundesamtes, Wien](#)

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: [REP\\_733](#)

Autor(en)/Author(s): Hauzenberger Ingrid, Lenz Katharina, Loishandl-Weisz Harald, Steinbichl Philipp, Offenthaler Ivo

Artikel/Article: [Rodentizide Wirkstoffe in der Umwelt 1-44](#)