



Sedimentqualität des Seealpsees: Vorkommen von Mikroplastik und reifenassozierten Chemikalien, ökotoxikologische und biologische Bewertung

Finaler Bericht [28.03.2025]



Impressum

Herausgeber

Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, 1015 Lausanne

In Auftrag gegeben von

Kanton Appenzell Innerrhoden, Bau- und Umweltdepartement, Amt für Umwelt, Gaiserstrasse 8, 9050 Appenzell

Autoren

Rébecca Beauvais, Régis Vivien,
Carmen Casado, Benoit Ferrari

Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie

Kontakt

Rébecca Beauvais: rebecca.beauvais@centreecotox.ch

Zitiervorschlag

Beauvais R., Vivien R., Casado C., Ferrari B. (2025). Sedimentqualität des Seealpsees: Vorkommen von Mikroplastik und reifenassoziierten Chemikalien, ökotoxikologische und biologische Bewertung. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, Lausanne.

Foto: © swisstopo

Oekotoxzentrum | Eawag | Überlandstrasse 133 | 8600 Dübendorf | Schweiz
T +41 (0)58 765 55 62 | info@oekotoxzentrum.ch | www.oekotoxzentrum.ch

Centre Ecotox | EPFL-ENAC-IIE-GE | Station 2 | CH-1015 Lausanne | Suisse
T +41 (0)21 693 62 58 | info@centreecotox.ch | www.centreecotox.ch



Zusammenfassung

Der Gewässerschutzdienst des Kantons Appenzell Innerrhoden beauftragte das Oekotoxzentrum mit der Messung von Mikroplastik in Sedimentproben, die an zwei verschiedenen Stellen des Seealpsees entnommen wurden und mit der parallelen Durchführung eines ökotoxikologischen Tests (Ostrakoden-Test) an diesen Proben. Das Oekotoxzentrum ergänzte die Untersuchungen an diesen Standorten mit Messungen von reifenassoziierten Chemikalien in den Sedimentproben und die Untersuchung von *in-situ* Oligochaeten-Gemeinschaften. Die chemischen Analysen der Sedimente zeigten eine gewisse Verschmutzung durch Mikroplastik und das Vorhandensein einiger reifenassoziierten Chemikalien in signifikanten Konzentrationen. Die Quellen für diese Verschmutzung könnten sowohl der atmosphärische Staub als auch die Freizeitaktivitäten rund um den See sein. Die Ergebnisse der biologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Qualität der Sedimente, durch das Vorhandensein von Verunreinigungen und/oder eine Eutrophierung, verändert ist.



Inhalt

Zusammenfassung	i
1 Einführung	1
2 Material und Methoden	2
2.1 Probenahmestellen	2
2.2 Physikalisch-chemische Analysen	2
2.2.1 Korngrößenverteilung	2
2.2.2 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC-Wert)	3
2.2.3 Mikroplastik	3
2.2.4 Reifenassoziierte Chemikalien	3
2.3 Ökotoxikologischer Test	4
2.4 Oligochaeten-Gemeinschaft Analyse	5
3 Resultate	7
3.1 Korngrösse und gesamter organischer Kohlenstoff	7
3.2 Mikroplastik	7
3.3 Reifenassoziierte Chemikalien	7
3.4 Ökotoxikologischer Test	8
3.5 Oligochaeten Gemeinschaften	8
3.5.1 Oligochaeten Diversität	8
3.5.2 Metabolisches Potenzial und biologische Qualität	9
4 Diskussion	10
4.1 Chemische Resultate der Sedimente	10
4.2 Ökotoxikologische und biologische Einschätzung	11
5 Schlussfolgerung	13
6 Referenzen	14
Anhang 1 Ostrakoden Testbericht (Soluval Santiago)	15
Anhang 2 Details zur Berechnung der Oligochaetendichte	18



1 Einführung

Der Gewässerschutzdienst des Kantons Appenzell Innerrhoden beauftragte das Oekotoxzentrum mit der Messung von Mikroplastik in Sedimentproben, die an zwei verschiedenen Stellen des Alpsees entnommen wurden, und der parallelen Durchführung eines ökotoxikologischen Tests (Ostrakoden-Test) an diesen Proben. Das Oekotoxzentrum ergänzte die Untersuchungen dieser Standorte mit Messungen von reifenassoziierten Chemikalien in den Sedimentproben und Untersuchungen von *in-situ* Oligochaeten-Gemeinschaften.

Der Seealpsee ist ein kleiner Alpensee auf 1'143 m ü. M. mit einer natürlichen Wasserscheide. Der See versorgt das Dorf Appenzell über den kleinen Schwendibach mit Wasserkraft und Trinkwasser. Die Region ist ein beliebtes Wandergebiet und touristisches Ziel. Es gibt zwei Restaurants direkt am Seeufer. Zu den Freizeitaktivitäten gehören Wandern, Grillen, Picknicken und Wassersport (Schwimmen, Stand-up-Paddle, Ruderboot).

Es ist zu erwähnen, dass in diesem See, in den Sommern 2009 und 2010¹, eine Rotalgenblüte beobachtet wurde. Sie entstand durch die Vermehrung der Dinoflagellat-Alge *Tovellia sanguinea*, als Zyste im Sediment vorhanden, was durch einen Überschuss an Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) verursacht wurde. Die Vermehrung dieser Alge könnte darauf hindeuten, dass der See eutroph war (oder nicht in der Lage, alle aufgenommenen Nährstoffe zu verwerten). Die Ursachen für diesen Nährstoffüberschuss im See könnten die landwirtschaftlichen Aktivitäten im Einzugsgebiet und/oder das Vorhandensein von Abwasser der Gasthäuser oder auch natürlichen Ursprungs sein.

Dank der Einführung der Abwasserbehandlung von Berggasthäusern und Schutzmassnahmen vor Gülleausfluss, hat sich die Wasserqualität des Sees in letzter Zeit verbessert (Nachrichtenarchiv, Kanton Appenzell Innerrhoden). In einer Masterarbeit wurde kürzlich nachgewiesen, dass der Tourismus zu einem signifikanten Vorhandensein von Abfall und Makroplastik in der Umgebung dieses Sees führt (Niebling, 2024). Das mögliche Vorhandensein signifikanter Konzentrationen von Mikroplastik in unseren Proben könnte teilweise auf die Verschmutzung durch die Freizeitaktivitäten rund um den See zurückgeführt werden (Fragmentierung von Makroplastik).

¹ www.swissinfo.ch/eng/climate-change/science-solves-the-mystery-of-the-red-lake/1006602
www.20min.ch/fr/story/un-miracle-rouge-dans-un-lac-appenzellois-262517608093,
[de.wikipedia.org/wiki/Seealpsee_\(Appenzeller_Alpen\)](http://de.wikipedia.org/wiki/Seealpsee_(Appenzeller_Alpen))



2 Material und Methoden

2.1 Probenahmestellen

Die Probenahme wurde während eines Tauchercamps am 13. August 2024 durchgeführt. Zwei Standorte (A und B) wurden vom Amt für Umwelt und den Tauchern ausgewählt (Fig. 1).



Fig. 1: Probenahmestellen im Seealpsee (links) und Satellitenansicht (rechts) (map.geo.admin.ch).

Die Sedimente wurden in 8 m bzw. 12,5 m Tiefe an den Standorten A und B beprobt. Der Sauerstoffgehalt im Wasser war relativ niedrig (leichte Hypoxie) (Tab. 1).

Tab. 1: Wasserparameter am Tag der Probenahme.

Standort	Tiefe (m)	pH	Temp. (°C)	O ₂ (mg/L)	O ₂ (%)
A	12,5	7,2	6	6,4	51
B	8	7,3	8	5,2	44

Für die Analyse von Mikroplastik und reifenassoziierten Chemikalien, sowie für den Biotest, wurden Sedimentproben (obere 2-5 cm) mit manuellen Kunststoffbohrern an drei Stellen pro Standort entnommen und zu einer Mischprobe zusammengefügt. Das Sediment wurde dann homogenisiert und bei 2 mm gesiebt. Die Proben wurden in Glasbehältern (Mikroplastik- und chemische Analysen) oder Kunststoffbehältern (Biotest) aufbewahrt. Sie wurden bei 4°C aufbewahrt, bevor sie an das Ökotoxizentrum und den externen Partner, der den Biotest durchführt, geschickt wurden.

Für die Bewertung der Oligochaeten-Gemeinschaften wurden die Sedimente an drei verschiedenen Stellen (im Abstand von etwa 5-10 m) pro Standort beprobt. Insgesamt wurden an jedem Standort 36 Kerne entnommen (12 Kerne pro Stelle in einem 5-Liter Behälter). Die Sedimentproben wurden unmittelbar nach der Probenahme in neutral gepuffertem Formalin konserviert (Formaldehyd-Endkonzentration von 4 %) und bei 4°C aufbewahrt, bevor sie an das Ökotoxizentrum geschickt wurden.

Leider wurden einige Glasbehälter während des Transports beschädigt. Während die mikroplastik- und physikalisch-chemischen Analysen nur an der Probe von Standort B durchgeführt werden konnten, konnte der ökotoxikologische Test an den Proben beider Standorte durchgeführt werden.

2.2 Physikalisch-chemische Analysen

2.2.1 Korngrößenverteilung

Die Analyse wurde an frischem Material (nur von Standort B) von der Abteilung F.-A. Forel für Umwelt- und Wasserwissenschaften an der Universität Genf mit einem Laserbeugungs-Partikelgrößen-Analyzer (COULTER®) durchgeführt. Diese Sedimenteigenschaft kann bei der Interpretation der Ergebnisse der ökotoxikologischen Einschätzung helfen.

2.2.2 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC-Wert)

Die Analyse wurde an trockenen Sedimentproben (nur von Standort B) vom *Central Environmental Laboratory* der EPFL in Lausanne durch Hochtemperaturverbrennung mit dem Elementaranalysator Vario TOC cube (Elementar, Lyon, Frankreich) durchgeführt.

2.2.3 Mikroplastik

Die Analyse von Mikroplastik wurde vom *Central Environmental Laboratory* der EPFL in Lausanne mit der Laser Direct Infrared Imaging Methode durchgeführt. Drei Replikate von frischem Sediment (von Standort B) wurden bei 70°C in einem Ofen getrocknet. Die trockenen Proben wurden mit 100 ml destilliertem Wasser und 50 ml 30 % H₂O₂ gemischt. Die Proben wurden gerührt (250-450 rpm) und 24 Stunden lang auf 90°C erhitzt. Nach dem Verdauungsprozess wurden die Proben bei 100 µm gesiebt. Das Material wurde dann mit 50 ml ZnCl₂ gemischt. Nach 30 Minuten wurde der Überstand aufgefangen und filtriert (12 µm). Das Filtrat wurde mit Ethanol gespült. Nach Verdampfung mit Stickstoff bei 60°C auf 150 µl, wurde das Material auf einen LDIR-Objektträger übertragen.

Das Gerät Agilent LDIR 8700 (Abb. 2) scannt einen Bereich mit Licht einer einzigen Wellenzahl, um alle Partikel zu lokalisieren. Es dauert 4 Minuten, um einen Bereich von 10 x 10 mm mit einer Pixelgrösse von 5 µm zu scannen. Das Gerät zielt dann auf die identifizierten Partikel (die als helle Flecken erscheinen) und nimmt von jedem ein IR-Spektrum auf. Jedes Spektrum wird dann mit einer Spektralbibliothek verglichen, um die chemische Zusammensetzung jedes natürlichen oder synthetischen Partikels (z. B. Chitin, Sand, Polypropylen, Polystyrol, ...) zu ermitteln. Das LDIR hat eine hochvergrössernde sichtbare Kamera, um die Partikel zu fotografieren. Die Identifizierung des Kunststoffes ist mit einem Qualitätswert verbunden. Das *Central Environmental Laboratory* empfiehlt einen Qualitätswert von mindestens 85 % zu benutzen.

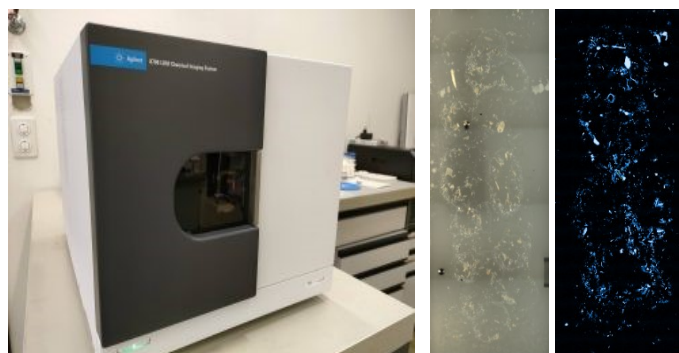


Fig. 2: LDIR an der EPFL und ein Replikat-Objektträger für die Sedimentprobe von Standort B (Roh- und Scanbild).

2.2.4 Reifenassoziierte Chemikalien

Die Analyse von reifenassoziierten Chemikalien wurde vom *Central Environmental Laboratory* der EPFL in Lausanne durchgeführt. Wir hatten die Möglichkeit, sie im Rahmen eines gemeinsamen Projekts der EPFL und des Oekotoxizentrums² und eines Bürgerforschungsprojekts³ analysieren zu lassen. Es war interessant zu untersuchen, ob reifenassoziierte Chemikalien in einem See vorhanden sein könnten, in dem es keine oder nur wenige direkte Quellen für diese Schadstoffe gibt. Es ist anerkannt, dass reifengebundene Chemikalien über Staubablagerung in alpine Seen gelangen können.

² <https://www.oekotoxzentrum.ch/projekte/sedimentoekotoxikologie/oekotoxizitaet-von-reifenabrieb>

³ <https://actu.epfl.ch/news/a-citizen-science-initiative-evaluates-the-impac-2>



Dafür wurde die Sedimentprobe zunächst gefriergetrocknet. Eine Teilprobe des Sediments (500 mg) wurde mit einer deuterierten internen Standardmischung versetzt und mit einem beschleunigten Lösungsmittel-extraktor (ASE 350, Dionex®) extrahiert. Die Extraktion erfolgte in zwei Zyklen bei 100 °C mit einer Mischung aus Aceton/Dichlormethan (1:1, v:v). Die Extrakte wurden unter leichtem Stickstofffluss auf 2 mL konzentriert. Der Extrakt wurde dann mittels GC-MS/MS (TSQ Quantum XLS Ultra, Thermo Scientific®) auf Antioxidantien und Vulkanisationsbeschleuniger untersucht: Anilin, 2-Hydroxybenzothiazol (2H-BT), 2-(Methylthio)benzothiazol (MTBT), 1.3-Diphenylguanidin (DPG), N-(1.3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-p-phenyldiamin (6PPD) und 6PPD-Chinon (6PPD-Q) und 4-Hydroxydiphenylamin (HPDA).

2.3 Ökotoxikologischer Test

Der ökotoxikologische Test mit dem Ostrakoden *Heterocypris incongruens* wurde von Soluval Santiago an frischen Sedimenten (von den Standorten A und B) durchgeführt. Der Test stützt sich auf das Überleben und das Wachstum von synchronisierten Organismen, die 6 Tage lang dem Sediment ausgesetzt waren.

Der Biotest wurde nach dem Standard-Versuchsprotokoll ISO 14371 (ISO 2012) mit dem Ostracodtoxkit F™ (MicroBioTests, Gent, Belgien) durchgeführt. Kurz gesagt, begann die Inkubation der Ostrakodenzysten 52 Stunden vor dem Testen. Sie wurden in eine Petrischale mit 10 ml Standard-Süßwasser (mittlerer Härtegrad) gegeben und bei 25°C unter kontinuierlicher Beleuchtung inkubiert. Nach 48 Stunden wurden die geschlüpften Zysten mit einer Spirulina-Lösung gefüttert und weitere 4 Stunden inkubiert. Am Tag des Testlaufs wurden 6-Kavitätenmikrotiterplatten (1 Platte mit 6 Vertiefungen pro Probe/Kontrolle) mit 2 ml Standard-Süßwasser und 1 ml Sediment pro Vertiefung gefüllt. Anschliessend wurden 2 ml Algen (*Sceenedesmus spp.*, ebenfalls in Standard-Süßwasser zubereitet) hinzugefügt. Als Kontrollsediment wurde das mit dem Kit gelieferte Referenzsediment verwendet. Schliesslich wurden 10 Ostrakoden in jede Vertiefung der Mikrotiterplatte gegeben. Die Mikrotiterplatten wurden 6 Tage lang im Dunkeln bei 25°C inkubiert. Am Ende der Inkubationszeit wurden die überlebenden Ostrakoden gesammelt und mit Lugolscher Lösung immobilisiert. Anschliessend wurden sie für jede Vertiefung gezählt (Berechnung der Sterblichkeitsrate) und auf einen Objektträger übertragen, um ihre Länge mit einer binokularen Lupe (CellID-Software, Olympus, Hamburg) zu messen. Die Länge wurde in Wachstum umgerechnet (Differenz zwischen der Länge am Ende und der durchschnittlichen Länge von 10 Organismen zu Beginn der Exposition).

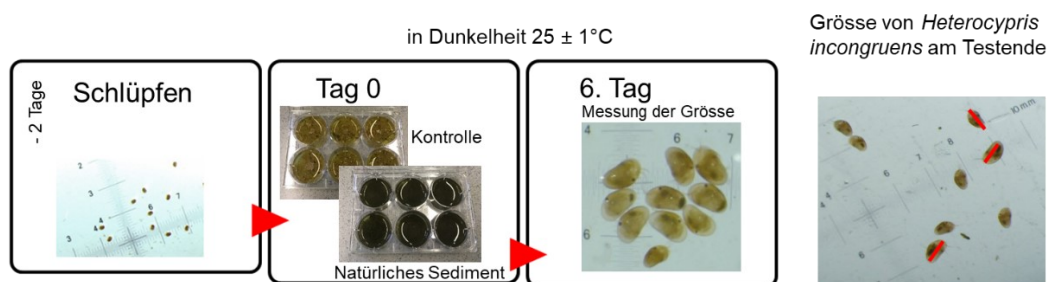


Fig. 3: Zusammenfassung des Biotest-Protokolls mit dem Ostrakoden *H. incongruens*.

Um festzustellen, ob die Probe toxisch ist, werden die beobachteten Auswirkungen mit Toxizitätsschwellenwerten verglichen, die unter Berücksichtigung der natürlichen Variabilität der Reaktionen von Organismen auf die intrinsischen Merkmale von Sedimenten (Granulometrie, organischer Kohlenstoffgehalt usw.) festgelegt wurden. Diese Schwellenwerte liegen bei 20 % für die Mortalität und 35 % für die Wachstumshemmung im Vergleich zur Kontrolle (Casado-Martinez et al. 2016).



2.4 Oligochaeten-Gemeinschaft Analyse

Zu den aquatischen Oligochaeten⁴ gehören zahlreiche Arten, die gegenüber Verunreinigungen empfindlich bis resistent sind (Lafont, 1989; Rodriguez & Reynoldson, 2011) und eine wichtige Rolle bei der Mineralisierung organischer Stoffe in Sedimenten spielen (Lafont et al., 2012). Die Analyse von Oligochaeten-Gemeinschaften in einem See ermöglicht es, die biologische Qualität von Sedimenten zu bewerten und die Fähigkeit der Sedimente abzuschätzen, Nährstoffe zu assimilieren und zu recyceln (AFNOR, 2016; Lafont, 2007; Lafont et al., 2012).

Die Sedimente wurden im Labor durch eine Reihe von Sieben mit einer Maschenweite von 5 mm und 0,5 mm gesiebt. Für jeden Standort wurde das gesiebte Sediment zusammengefasst und in absolutem Ethanol bei -20 °C aufbewahrt. Für die Extraktion der Oligochaeten wurde das gesiebte Sediment jedes Standorts in eine quadratische Teilprobenbox (5 x 5 Zellen) überführt und der Inhalt von zufällig ausgewählten Zellen unter einem Stereomikroskop (in Petrischalen) untersucht. Pro Standort wurden 100 Exemplare entnommen und die Anzahl der Zellen wurde zur Bestimmung der Häufigkeit von Oligochaeten pro 0,1 m² Sediment verwendet. Die sortierten Oligochaeten wurden dann auf Objektträger in einer Beschichtungslösung aus Milchsäure, Glycerin und Polyvinylalkohol (Reymond 1994) aufgezogen und mit Hilfe eines Verbundmikroskops bis auf die niedrigste praktische Stufe (Arten, falls möglich) bestimmt.

Der Oligochaeten-Index für die Bioindikation von Seen (IOBL), der es ermöglicht, das Potenzial der Sedimente, Nährstoffe sowohl aus dem Wasser als auch aus den Sedimenten zu assimilieren und zu recyceln (AFNOR, 2016; LAFONT et al. 2012), zu bewerten, wurde berechnet. Dieser Index wird nach der folgenden Formel errechnet:

$$\text{IOBL} = S + 3 \log_{10} (D+1)$$

Die Begriffe „S“ stehen für die Anzahl der unter 100 Oligochaeten identifizierten Taxa und „D“ ist die Dichte der Oligochaeten pro 0,1 m². Dieser Index gibt Aufschluss über die Funktionsweise der Sedimente und stuft das Stoffwechselfpotenzial in 6 Klassen ein, wie beschrieben in Tab. 2.

Tab. 2: Stoffwechselfpotenzialklassen von Seesedimenten nach IOBL-Werten.

IOBL Wert	Metabolisches Potenzial
>15	Stark (Grosse Seen)
10–15	Stark
6,1–9,9	Moderat
3,1–6	Niedrig
0,1–3	Sehr niedrig
0	Null

Darüber hinaus wurden die Oligochaeten-Taxa in vier ökologische Gruppen gemäss der Klassifizierung von Lafont (2007) und AFNOR (2016) eingeteilt (Tab. 3). Die Untersuchung der prozentualen Anteile dieser ökologischen Gruppen ermöglicht es, die Feststellungen zu vervollständigen, indem sie unter anderem Informationen über den trophischen Zustand der Umwelt (oligotroph oder nicht-oligotroph) und über die Auswirkungen von Verunreinigungen (in den Sedimenten) oder von natürlicher Dystrophie liefert.

⁴ Die Oligochaeta (Wenigborster) sind eine artenreiche Unterklasse der Gürtelwürmer innerhalb der Ringelwürmer.



Tab. 3: Definition der verschiedenen ökologischen Gruppen von Oligochaeten-Taxa.

Ökologische Gruppe	
1	Beinhaltet gegen chemische Verschmutzung sensible Taxa (toxischer Typ und/oder Eutrophierung)
2	Beinhaltet gegen chemische Verschmutzung moderat resistente Taxa (toxischer Typ und/oder Eutrophierung)
3	Beinhaltet Taxa, welche eine natürliche Dystrophie charakterisieren (z. B. durch das Vorhandensein von Torf, grobem pflanzlichem Detritus, dem Vorkommen von Characeae)
4	Beinhaltet gegen chemische Verschmutzung resistente Taxa (toxischer Typ und/oder Eutrophierung)

Die biologische Qualität der Sedimente wurde anhand des prozentualen Anteils empfindlicher Taxa gegenüber chemischer Verschmutzung (Gruppe 1) gemäss der Klassifizierung von Lafont (2007) und AFNOR (2016) bewertet (Tab. 4).

Tab. 4: Biologische Qualität der Sedimente nach dem prozentualen Anteil empfindlicher Oligochaeten-Taxa (Gruppe 1).

% der sensiblen Taxa	Biologische Qualität
>50	Sehr gut
21–50	Gut
11–20	Mässig
6–10	Unbefriedigend
≤5	Schlecht

Im Gegensatz zu Gruppe 1, kann der Anteil der Taxa der Gruppen 2, 3 und 4 nicht genau bestimmt werden, da mehrere Tubificinae-Arten, die zu diesen Gruppen gehören, nicht identifiziert werden können, wenn sich die Individuen im unreifen Zustand befinden. Die Tubificinae mit Haarborsten (Haar-satea), die im unreifen Zustand nicht erkennbar sind, können zu den Gruppen 3 oder 4 gehören, und die Tubificinae ohne Haarborsten, die im unreifen Zustand nicht erkennbar sind, können zu den Gruppen 2 oder 4 gehören. Alle Tubificinae-Arten ohne Haarborsten gehören zur Gruppe 4, ausser *Limnodrilus profundicola* (Gruppe 2).



3 Resultate

3.1 Korngrösse und gesamter organischer Kohlenstoff

Die durchschnittliche Partikelgrösse von Standort B beträgt 14 μm , was Silt entspricht (Fig. 4).

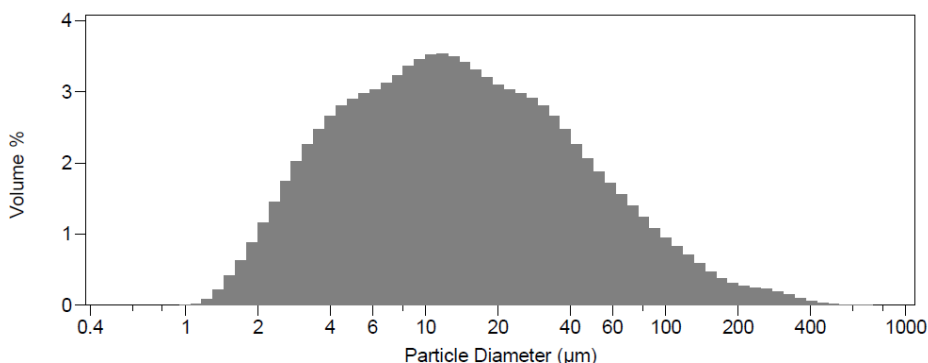


Fig. 4: Verteilung der Grösse der Sedimentpartikel von Standort B.

Der gemessene gesamte organische Kohlenstoff betrug 2,8 % (Durchschnitt von 3 Messungen). In der Annahme, dass organischer Kohlenstoff etwa 50 % des Gehalts an organischer Substanz in den Sedimenten ausmacht, kann man diesen Wert mit dem Faktor 2 auf den Gehalt an organischer Substanz umrechnen. Dies würde 5,6 % organische Substanz ergeben.

3.2 Mikroplastik

Ohne Berücksichtigung natürlicher Partikel wie Chitin, Zellulose und Polyamid und unter Anwendung des Qualitätsschwellenwerts von 85 % konnten wir das Vorhandensein von 23'000 Partikeln / kg Trockensediment mit einer durchschnittlichen Grösse von 307 μm (Grössenbereich 75 - 1855 μm) schätzen. Die drei am häufigsten nachgewiesenen Kunststoffe waren Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS, 27 %), Polypropylen (PP, 26 %) und Polyurethan (PE, 26 %), während Gummi (11 %), PET (9 %), PVC (1 %) und Polytetrafluorethylen (1 %) am seltensten vorkamen. Polystyrol wurde nicht nachgewiesen.

3.3 Reifenassozierte Chemikalien

Fünf der sieben gemessenen reifenassozierten Chemikalien wurden nachgewiesen (Tab. 5). Die Konzentrationen reichten von 0,05 ng/g TS für HDPA bis 41 ng/g TS für Anilin. Wir verglichen die gemessenen Konzentrationen mit denjenigen in Sedimenten und Schwebstaub (suspended particulate matter, kurz SPM), die 2023 im Genfersee gesammelt wurden. Während die gemessenen Konzentrationen von 6PPD, DPG und HDPA in den Sedimenten des Seealpsees viel niedriger waren als in den Sedimenten und im SPM des Genfersees, waren die Konzentrationen von 2-Hydroxybenzothiazol (2H-BT) und Anilin in den Sedimenten des Seealpsees höher. MTBT und das Transformationsprodukt 6PPD-Q wurden nicht nachgewiesen.



Tab. 5: Konzentrationen von reifenassozierten Chemikalien, gemessen in den Sedimenten des Seealpsees (aktuelles Projekt) und in den Sedimenten (gesammelt 2023 in 100 m Tiefe) und Schwebstaub (SPM) des Genfersees. SPM wurde (im Genfersee) in 30 m Tiefe von Februar bis Juli (SPM 1) und von Juli bis November (SPM 2) gesammelt. Alle angegebenen Konzentrationen sind in ng/g TS; LOQ = Bestimmungsgrenze.

Verbindung	Seealpsee	Genfersee-sedimente	Genfersee SPM 1	Genfersee SPM 2	LOQ
Anilin	41,0	9,3	9,1	22,8	0,06
2- Hydroxybenzothiazol (2H-BT)	9,77	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,97
2-(Methylthio)benzothiazol (MTBT)	<LOQ	5,54	<LOQ	2,44	1,46
1.3-Diphenylguanidin (DPG)	2,83	23,1	25,1	56,9	0,05
N-(1.3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-p-phenylenediamin (6PPD)	1,33	28,6	22,5	54,9	0,58
6PPD Chinon (6PPD-Q)	<LOQ	1,0	0,9	2,2	0,09
4-Hydroxydiphenylamin (HDPA)	0,05	0,17	0,16	0,26	0,05

3.4 Ökotoxikologischer Test

Die Ergebnisse des Biotests zeigten eine starke Mortalität der Ostrakoden in den Proben beider Standorte (Fig. 5).

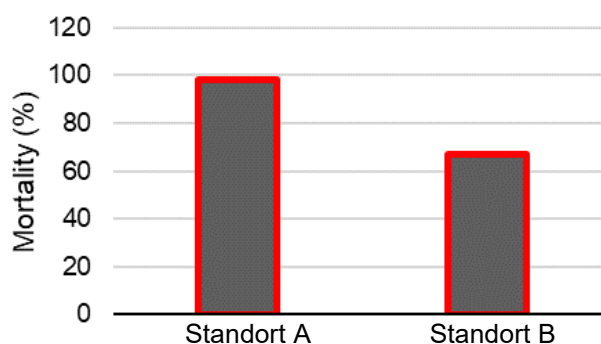


Fig. 5: Ergebnisse des Biotests mit dem Ostrakoden *H. incongruens*. Die rote Farbe zeigt die Überschreitung der entsprechenden Toxizitätsschwellenwerte an (20 % Mortalität.)

Die Mortalitätsrate war bei den Sedimenten von Standort A (98 %) höher als bei Standort B (67 %). Beide Mortalitätsraten lagen weit über dem Toxizitätsschwellenwert von 20 %, was darauf schliessen lässt, dass die Sedimente für diese benthischen Organismen toxisch sind. Für Standort B zeigten die überlebenden Organismen eine Wachstumshemmung von 77 % im Vergleich zur Kontrollgruppe (über der 35 %-Toxizitätsschwelle). In der Prüfnorm wird jedoch nicht empfohlen, die Wachstumshemmung zu verwenden, wenn die Mortalität 30 % übersteigt. Die Rohdaten sind in Anhang 1 zu finden.

3.5 Oligochaeten Gemeinschaften

3.5.1 Oligochaeten Diversität

An beiden Standorten wurde eine sehr geringe Vielfalt an Oligochaeten beobachtet. Es wurden nur Taxa gefunden, die zur Unterfamilie Tubificinae (Naididae) gehören (Tab. 6). Diese Taxa sind in Schweizer Seen sehr gewöhnlich.



Tab. 6: Anzahl der Exemplare pro Taxon an den beiden Untersuchungsstandorten; die ökologische Gruppe jedes Taxons ist in Klammern angegeben (siehe Tab. 3).

	Taxon	Standort A	Standort B
Tubificinae (Naididae)	Tubificinae mit Haarborsten (welche nicht bis zum Artniveau bestimmt werden können)	38	35
	<i>Tubifex tubifex</i> (3)		1
	Tubificinae ohne Haarborsten (welche nicht bis zum Artniveau bestimmt werden können)	56	38
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (4)	8	22

3.5.2 Metabolisches Potenzial und biologische Qualität

Die Oligochaeten-Gemeinschaften wiesen an beiden Standorten auf ein starkes metabolisches Potenzial und damit auf eine gute Fähigkeit der Sedimente zur Assimilation und Verwertung organischer Stoffe hin (Tab. 7). Die Oligochaeten-Dichte war an beiden Standorten sehr hoch (4586 Individuen pro 0,1 m² für Standort A und 6173 Individuen pro 0,1 m² für Standort B) (Anhang 2).

Tab. 7: Oligochaeten Ergebnisse (Metriken) an den beiden Standorten.

	Standort A	Standort B
IOBL Index	14	15.4
Metabolisches Potenzial	Stark	Stark
% der Taxa der Gruppe 1 (sensibel gegen chemische Verschmutzung)	0	0
% der Taxa der Gruppe 2 (moderat resistent gegen chemische Verschmutzung)	0	0
% der Taxa der Gruppe 3 (indikativ für natürliche Dystrophie)	0	1
% der Taxa der Gruppe 4 (resistent gegen chemische Verschmutzung)	8	22
Biologische Qualität der Sedimente	Schlecht	Schlecht

Die biologische Qualität, indiziert durch die Zusammensetzung der Oligochaeten-Gemeinschaften, wurde an jedem Standort als schlecht eingestuft. Die Anteile der Gruppen 2 (mässig resistent gegen chemische Verunreinigungen) und 3 (Hinweis auf natürliche Dystrophie) waren an allen Standorten nichtig oder sehr niedrig und die Anteile der Gruppe 4 (resistent gegen chemische Verunreinigungen) an Standort A recht hoch und an Standort B hoch. Wie bereits zuvor erwähnt, können die Prozentsätze der Gruppen 2, 3 und 4 aufgrund morphologischer Identifikationen nicht genau bestimmt werden. Die Prozentsätze der Gruppe 3 und 4 sind wahrscheinlich weitgehend unterschätzt.



4 Diskussion

4.1 Chemische Resultate der Sedimente

Der Gehalt an organischer Substanz im Sediment des Seealpsees (5,6 %) lag im Medianbereich der Werte, die üblicherweise in Sedimenten von Schweizer Gewässern gefunden werden (Beauvais et al., 2020). Dieser Prozentsatz ist vergleichbar mit Befunden aus anderen Schweizer Seen. In einem kleinen alpinen See im Kanton Waadt (Lioson-See, unveröffentlicht), der eine ähnliche Grösse und Höhenlage wie der Seealpsee hat, lag der gemessene Gehalt an organischer Substanz in den Sedimenten, im Juni 2024 in einer Tiefe von 13 m, bei 5,7 %. In den Sedimenten des Genfersees schwankte der Anteil der organischen Substanz im Jahr 2015 zwischen 3 % und 11 % (Loizeau et al., 2017).

Die Ergebnisse zeigten eine gewisse Verschmutzung durch Mikroplastik. Die Quellen für diese Verschmutzung könnten sowohl der atmosphärische Staub als auch die Freizeitaktivitäten rund um den See sein. Es wurden verschiedene Arten von Kunststoffen gefunden: Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Polypropylen (PP), Polyurethan (PE), Gummi, Polyethylenterephthalat (PET), Polyvinylchlorid (PVC) und Polytetrafluorethylen (PTFE). Die Ergebnisse der in der Einleitung erwähnten Masterarbeit (Niebling, 2024) zeigten, dass Lebensmittel- und Getränkeverpackungen sowie Zigaretten die häufigsten Abfälle an den Ufern dieses Sees waren. Die am häufigsten vorkommenden Kunststoffarten waren ebenfalls PP, PE und PET, allerdings wurde kein ABS gefunden. Im Rahmen desselben Projekts ergab die Analyse von Mikroplastik (Grössenbereich 300 – 5'000 µm) in Litoralsedimenten an zwei Standorten 9 bzw. 3 Partikel pro kg Trockensediment, was etwa drei Grössenordnungen unter dem von uns ermittelten Wert liegt (23'000 Partikel/kg Trockensediment). Dies deutet darauf hin, dass sich das Mikroplastik eher in den tieferen Teilen des Sees, zusammen mit feinen Partikeln, konzentriert als an den Ufern. Im vorliegenden Projekt wurden jedoch kleinere Mikroplastikpartikel (Grössenbereich 75 - 1855 µm) untersucht, die möglicherweise in grösserer Zahl vorhanden sind und diesen Unterschied erklären.

Wir haben gezeigt, dass in diesem nur zu Fuss erreichbaren kleinen Bergsee reifenassoziierte Chemikalien gefunden werden können. Die Chemikalie 2H-BT, die in höherer Konzentration als in den Sedimenten und im SPM des Genfer Sees gefunden wurde, wird bekanntermassen auch in Kosmetika und Körperpflegeprodukten verwendet. Daher könnte diese Chemikalie durch Schwimmer in den See eingebracht worden sein. Für diesen Teilbereich wurde zum Schutz der benthischen Organismen eine „predicted no effect concentration“ (prognostizierte Konzentration ohne Effekt) für Sedimente ($PNEC_{sed}$) von 10 ng/g TS vorgeschlagen (Hu et al., 2021). Die gemessene Konzentration in den Sedimenten des Seealpsees (9,77 ng/g, TS) liegt knapp unter diesem Schwellenwert. Da dieser PNEC-Wert als vorläufig⁵ angesehen wird, müsste ein PNEC-Wert für diesen Stoff auf der Grundlage ökotoxikologischer Tests an benthischen Organismen bestimmt werden, um potenzielle unerwünschte Wirkungen aufgrund des Vorhandenseins von 2H-BT auf die empfindlichen Arten auszuschliessen.

Wir fanden auch eine höhere Anilinkonzentration in den Sedimenten des Seealpsees als in den Sedimenten und im SPM des Genfersees. In den Sedimenten des Genfersees wurde in 100 m Tiefe eine Konzentration von 9,3 ng/g TS gemessen, während in der vorliegenden Studie eine Konzentration von 41 ng/g TS gefunden wurde. Unter anoxischen Bedingungen kann Anilin in den Sedimenten beständig sein. Solche Bedingungen könnten im Sommer im Seealpsee vorherrschen. Die Ergebnisse dieses Projekts sollten jedoch mit Vorsicht interpretiert werden, da die Extraktion von Anilin aus den Sedimentproben möglicherweise unter einem Matrixeffekt leidet und die Konzentrationen überschätzt worden sein könnten (persönliche Mitteilung des Zentralen Um-

⁵ Dieser $PNEC_{sed}$ wird unter Verwendung der Gleichgewichtspartitionierung und des PNEC für pelagische Organismen abgeleitet. Die mit diesem Ansatz abgeleiteten $PNEC_{sed}$ gelten als vorläufig, und die Ergebnisse der Risikobewertung können mit Hilfe eines $PNEC_{sed}$ verfeinert werden, der aus ökotoxikologischen Daten für benthische Wirbellose abgeleitet wird.



weltlabors). Die ECHA⁶ schlägt für diese Substanz einen PNEC_{sed}-Wert von 153 ng/g TS vor, welcher viel höher ist als die von uns gemessene Konzentration. Dieser PNEC_{sed} wurde anhand von Daten über die Wirkung auf die Chironomide *Chironomus riparius* und den Oligochaeten *Lumbriculus variegatus* abgeleitet. *L. variegatus* wird jedoch von Ökologen als nicht besonders empfindlich gegenüber chemischer Verschmutzung angesehen (Lafont, 1989). Dies könnte erklären, warum trotz des bei der PNEC-Ableitung angewandten Bewertungsfaktors von 100, immer noch Auswirkungen auf empfindlichere benthische Arten beobachtet werden konnten.

Eine mögliche Ursache für das Vorhandensein reifenassoziierter Chemikalien ist die Ablagerung von Staub in der Atmosphäre. Da Anilin und DPG auch in anderen Industrieprodukten (z. B. Kunststoffen) verwendet werden, könnte ihr Vorhandensein in diesem See auch durch die Freizeitaktivitäten rund um den See erklärt werden.

4.2 Ökotoxikologische und biologische Einschätzung

Die Ergebnisse des ökotoxikologischen Tests waren mit 98 % bzw. 67 % Mortalität für die Standorte A und B recht auffällig. Diese Ergebnisse könnten durch das Vorhandensein von chemischer Verschmutzung (toxisch und/oder Eutrophierung) in den Sedimenten und/oder durch die Eigenschaften der Sedimente erklärt werden.

Es hat sich gezeigt, dass das Vorhandensein von Feinsedimenten das Wachstum von Ostrakoden beeinflusst (Casado et al., 2016). In Zusammenhang mit chemischer Verschmutzung ist jedoch nicht bekannt, ob auch das Überleben betroffen sein könnte. Eine solch hohe Mortalität wurde auch in Feinsedimenten eines Flusses flussabwärts einer Kläranlage (nicht veröffentlicht) und in geringerem Masse in Schwebstoffen im Genfersee beobachtet. In einer Studie, die in 10 kleinen Seen im Kanton Bern durchgeführt wurde, wurden derart hohe Sterblichkeitsraten nur in einem einzigen See beobachtet, der die meiste Zeit des Jahres anoxisch ist, dessen Einzugsgebiet aber auch intensiv landwirtschaftlich genutzt wird. Sedimente aus Seen mit einer hohen bis mittleren Menge an organischem Material wiesen jedoch im Ostrakoden-Test eine gewisse Toxizität auf, die möglicherweise durch Sauerstoffmangel oder die Bildung von Ammoniak und Sulfiden während der Zersetzung organischen Materials verursacht wird (nicht veröffentlicht).

Die Ursachen für die schlechte biologische Qualität, auf die die Oligochaeten-Gemeinschaften hinweisen, könnten eine toxische Verschmutzung und/oder eine Eutrophierung sein. Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu denen, die 2024 in einem Bergsee (Lioson-See) in ähnlicher Tiefe (13 m) erzielt wurden, wo 82 % der sensiblen Oligochaeten-Taxa gefunden wurden (Vivien & Ferrari, 2024). Da die Ergebnisse der Oligochaeten das mögliche Vorhandensein einer chemischen Verschmutzung an diesen Standorten bestätigten, könnten die Ergebnisse des Ostrakoden-Tests zumindest teilweise durch eine chemische Verschmutzung erklärt werden.

Die Eutrophierung könnte vom Menschen verursacht (landwirtschaftliche Aktivitäten, unzureichende Behandlung der Abwässer von Alpengasthöfen usw.) oder natürlich sein. Seen stellen eine wichtige Senke für N, P und biogene Elemente dar (Zhang et al., 2022). Eutrophierung wird nicht zwangsläufig durch übermässige Einträge von Düngemitteln (Nitraten oder Phosphaten), die mit menschlichen Aktivitäten in Verbindung stehen, verursacht (Zhang et al., 2022; Akinnawo, 2023). Ein See kann im Laufe einiger Jahrzehnte seine Selbstreinigungskapazität verlieren, d. h. seine Fähigkeit, alle aufgenommenen Nährstoffe zu recyceln (Akinnawo, 2023). Die Eutrophierung natürlicher Seen lässt sich durch verschiedene Faktoren erklären, z. B. das Alter des Sees (alte Seen sind tendenziell eutroph), die Dauer der Wasserrückhaltung (kurze Dauer begünstigt die Selbstreinigung) und die Dynamik des hydrologischen Austauschs zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser (Exfiltration oder abwechselnde Infiltration/Exfiltration begünstigen die Selbstreinigung). Eutrophierung führt zu einem Mangel an Sau-

⁶ Die Registrierungsdossiers sind hier verfügbar:
<https://chem.echa.europa.eu/100.000.491/overview?searchText=aniline>.



erstoff im Wasser/Sediment und kann auch zu überhöhten Konzentrationen toxischer Verbindungen für Wasserorganismen führen, wie NH_3 .



5 Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der biologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Qualität der Sedimente an beiden Standorten durch das Vorhandensein von Schadstoffen und/oder durch Eutrophierung verändert wurde. Darüber hinaus könnten einige gemessene Mikroplastik- und reifengebundene Chemikalien, deren Vorhandensein im See durch atmosphärische Staubablagerungen und/oder durch die Freizeitaktivitäten rund um den See erklärt werden könnte, in ausreichender Konzentration vorhanden sein, um möglicherweise schädliche Auswirkungen auf die benthischen Lebensgemeinschaften zu verursachen.

Die chemischen Analysen der Sedimente müssen erweitert werden, zum Beispiel durch die Messung von Metallen und/oder einigen Mikroverunreinigungen in den Sedimenten. Die Messung der wichtigsten Elemente (Nitrate, Nitrite, Phosphor, Ammonium usw.) im Wasser zu verschiedenen Zeiten könnte ebenfalls Informationen über den trophischen Zustand des Sees liefern. Möglicherweise können diese Informationen durch die Messung von toxischen Verbindungen, die beim Abbau von organischen Stoffen entstehen, wie NH_3 , in den Sedimenten ergänzt werden. Darüber hinaus wären folgende Zusatzuntersuchungen möglich, um unsere biologischen/ökotoxikologischen Ergebnisse zu bestätigen: Anwendung anderer Biotests (z. B. Chironomiden Emergenz-Test (AFNOR, 2010) und Nematoden Wachstums- und Reproduktions-Test (ISO, 2020)) und Untersuchung anderer benthischer Gemeinschaften wie Chironomiden und/oder Nematoden.



6 Références

AFNOR 2016. Qualité de l'eau – Échantillonnage, traitement et analyse des Oligochètes dans les sédiments des eaux de surface continentales. Association française de normalisation (AFNOR), NF T 90-393 : 14 pp. + annexes.

Akinnowo S.O. 2023. Eutrophication: Causes, Consequences, Physical, Chemical and Biological Techniques for Mitigation Strategies. *Environmental Challenges*, 12, 100733. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>.

Beauvais R., Vivien R., Ferrari B.J.D., Casado-Martinez M.C. 2020. État des sédiments de canaux artificiels. *Aqua & Gas* 100, 73-81.

Casado-Martinez M.C., Burga-Pérez K.F., Bebon R., Férard J.F., Vermeirssen E.L.M., Werner I. 2016. The sediment-contact test using the ostracod *Heterocypris incongruens*: Effect of fine sediments and determination of toxicity thresholds. *Chemosphere* 151, 220-224.

Hu L.X., Cheng Y.X., Wu D., Fan L., Zhao J.H., Xiong Q., Chen Q.L., Liu Y.S., Ying G.G. 2021. Continuous input of organic ultraviolet filters and benzothiazoles threatens the surface water and sediment of two major rivers in the Pearl River Basin. *Science of the Total Environment* 798, 149299.

ISO 2012. Water quality - Determination of freshwater sediment toxicity to *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda). ISO 14371:2012. International Organization for Standardization.

ISO 2020. Water and soil quality — Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on growth, fertility and reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda). ISO 10872:2010. International Organization for Standardization.

Lafont M. 1989. Contribution à la gestion des eaux continentales : utilisation des Oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. *Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences, UCBL Lyon I* : 311 pp. + annexes.

Lafont M. 2007. Interprétation de l'indice lacustre IOBL et son intégration dans un système d'évaluation de l'état écologique, Cemagref/MEDAD, Lyon, France : 18 pp.

Lafont M., Tixier G., Marsalek J., Jézéquel C., Breil P., Schmitt L. 2012. From Research to Operational Biomonitoring of Freshwaters: A Suggested Conceptual Framework and Practical Solutions. *Ecohydrology & Hydrobiology* 12, 9-20.

Loizeau J.-L., Makri S., Arpagaus P., Ferrari B.J.D., Casado-Martinez C.M., Benejam T., Marchand P. 2017. Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman, *Rapport de la Commission internationale de protection des eaux du Léman*, Campagne 2016, 143-198.

Niebling R. 2024. Identification, quantification, and analysis of anthropogenic litter (AL) and large microplastic (L-MP) in the surroundings of three Swiss mountain lakes (Alpstein, AI). Master thesis, Natural Sciences, University of Basel.

Reymond O. 1994. Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes : une méthode simple. *Bulletin de la société vaudoise des sciences naturelles* 83 1-3.

Rodriguez P., Reynoldson T.B. 2011. The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes. Ed. Springer Science+Business Media, Dordrecht, Netherlands: 265 pp.

Vivien R., Ferrari B.J.D. 2024. Évaluation de l'état écologique des sédiments des lacs de Morat et Lioson à l'aide de l'examen des peuplements d'oligochètes. Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée, Lausanne.

Zhang Y., Chang F., Zhang X., Li D., Liu Q., Liu F., Zhang H. 2022. Release of Endogenous Nutrients Drives the Transformation of Nitrogen and Phosphorous in the Shallow Plateau of Lake Jian in Southwestern China. *Water*, 14(17), 2624. <https://doi.org/10.3390/w14172624>.



Anhang 1 Ostrakoden Testbericht (Soluval Santiago)



Soluval Santiago

Analyses environnementales
Ecotoxicologie

Couvet, le 19 septembre 2024

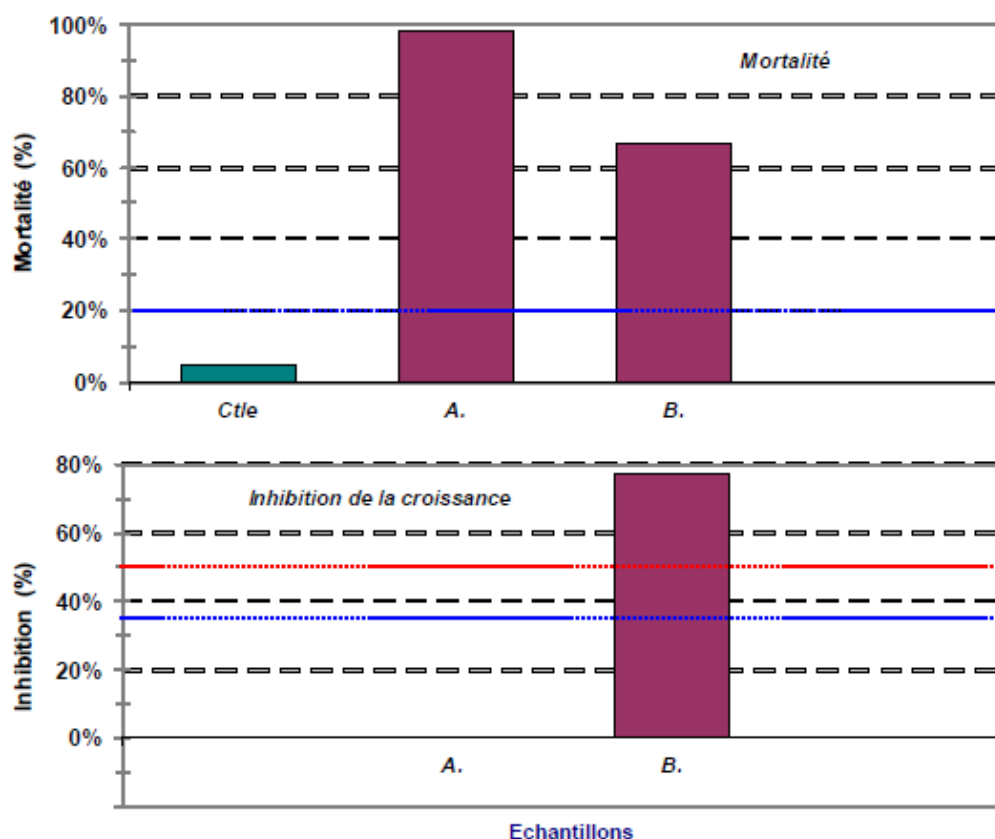
8872 - Appenzell Seealpsee Ostracodes_2024

Ecotoxicité associée à des sédiments du lac Seealpsee (Appenzell, AI) d'après le test avec Ostracodes

Résultats
des bioessais
en Août 2024

Pour : AMT FÜR UMWELT
APPENZELL INNERRHODEN
CH - 9050 APPENZELL

OEKOTOXZENTRUM
CH - 8600 DÜBENDORF



Sergio Santiago



Récapitulation des résultats



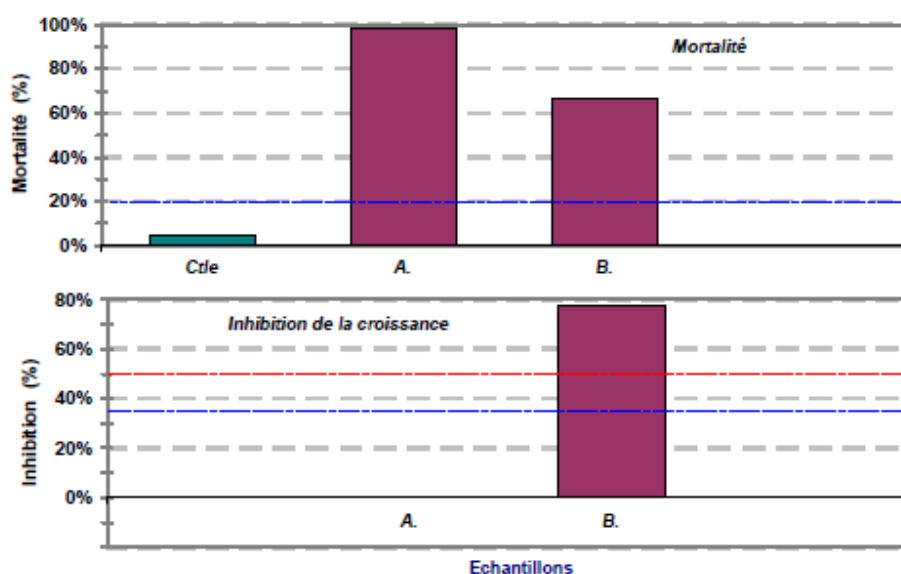
Soluval Santiago
Analyses environnementales

Rue Edouard-Dubled 2
CH - 2108 COUVET e-mail: ssantiago@bluewin.ch

Bioessais de toxicité

Récapitulation des résultats

Identification		Destinataires : Mme R. Beauvais	
Origine :	Seealpsee - Appenzell Rhodes intérieures (AI)	Société :	Oekotoxzentrum
Type d'échantillon :	Sédiments bruts (< 2 mm)	Adresse :	8600 Dabendorf
Prélèvements :	☒ instantané ☐ intégré	Plan d'analyse(s) :	Ostracodes (OstracodToxkit F)
Date :	13 Août 2024	Date de réception :	14 - 08 - 2024
Effectués par :	Plongeurs / Amt für Umwelt Appenzell AI	Enregistrement n° :	8872
Echantillons n° :	A. B.	Responsable :	S. Santiago
Remarque : gobelets en plastique [A : Flacon verre brisé ; B : flacon verre fissuré]			
Test Ostracodes Heterocypris incongruens (selon ISO 14371)		Organisme : Heterocypris incongruens (Microbiotests Inc.)	Date : 21-08-2024
		microplaque (P6; 6 puits); 25 ± 1°C; obscurité	Effectué par : SS
		Dilution : milieu SMHW; nour. Algues (Scenedesmus spp., R.s.)	Contrôle par :
Echantillon	Sédiment	Mortalité à 8 jours	Toxicité subléthale : Inhibition de la croissance des ostracodes
			Longueur moyenne par puits à 5 jours (µm)
			Puits (moyenne des survivants)
			Moyenne
			Ecart-type
			Croissance (%)
			Inhibition (%)
Contrôles témoins (= réf. Microbiotests) Long. Initiale moy. J ₀ = 205.6 µm		3 / 60 = 5.0 %	634 640 710 602 688 653 864.3 39.2 100% 0%
A. brut		59 / 60 = 98.3 %	584 (10 µ / 10) (10 µ / 10) (10 µ / 10)
B. brut		40 / 60 = 66.7 %	280 342 312 279 288 342 887.4 29.6 22.7% 77.3%
Remarques :			
Conclusions - Commentaires			
Mortalité Sédiments		Inhibition de la croissance	
≤ 10% : -		≤ 20% : -	
11% - 20% : -		21% - 35% : -	
21% - 30% : -		36% - 50% : -	
> 30% : A ; B		> 50% : B	
		(A : non pertinent)	
		Essai valide ☒ oui - ☐ non	
		Contrôles (sédiment de référence) :	
		Mortalité < 20% ☒	
		Coefficient de croissance ≥ 1.5 ☒	
		Couvet, 19-09-2024 p. 1 / 2	





Test Ostracodes - OstracodToxMT F
Heterocypris incongruens
Longueurs à 6 jours (en µm)

Origine : Appenzel
Type d'échantillon : Sédiment lac
Date : 13.08.2024
Enregistrement n° : 8872
Début de l'essai : 21.08.2024
Effectué par : SS
Remarques : x = mort
oo = vivant, non mesurable

Contrôle initial										Contrôle (sédiment de référence)										A. (séd. brut)						B. (séd. brut)					
Répl.	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6							
1	193.8	194.5	208.7				652.0	635.9	770.9	749.6	657.4	657.3	594.5						279.9	328.9	304.7	276.0	289.8	370.9							
2	213.5	204.6	204.3				642.4	639.2	650.0	505.7	761.4	788.1	x						x	349.4	317.4	295.5	286.6	356.1							
3	210.3	214.4					642.7	627.6	777.1	618.0	772.5	630.6	x						x	348.3	280.8	262.6	x	342.8							
4	200.4	206.7					736.4	759.9	755.6	604.5	641.6	639.3	x						x	x	304.1	283.9	x	300.1							
5	211.7	212.0					615.2	647.1	637.0	624.0	647.1	631.4	x						x	x	330.1	x	x	x							
6	201.9	201.8					559.0	655.5	809.8	623.5	627.2	631.7	x						x	x	336.0	x	x	x							
7	203.0						627.9	628.0	595.5	480.5	749.7	619.2	x						x	x	x	x	x	x							
8	205.6						537.6	542.1	645.4	631.8	784.7	626.5	x						x	x	x	x	x	x							
9	6.2						689.3	621.9	639.6	578.3	617.2	648.5	x						x	x	x	x	x	x							
10	3.0%						oo	x	621.6	x	623.7	x	x						x	x	x	x	x	x							
Mortalité (%)							3 / 60 = 5.0%						59 / 60 = 98.3%						40 / 60 = 66.7%												
Longueur moyenne, par puits							633.6	639.7	710.2	601.8	688.2	652.5	279.9	342.2	312.0	279.5	288.2	342.5													
Longueur moyenne (tous puits)							654.3 ± 39.2 6.0%										307.4 ± 29.6 9.6%														
Croissance moyenne, par puits							428.0	434.1	504.6	396.1	462.6	446.9	74.3	136.6	106.4	73.9	82.6	136.9													
Croissance moyenne (tous puits)							448.7 ± 39.2										101.8 ± 29.6														
Croissance / inhibition moy. (%)							100% (facteur croissance = 2.2)										22.7% / 77.3%														
Répl.	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6							
1																															
2																															
3																															
4																															
5																															
6																															
7																															
8																															
9																															
10																															
Mortalité (%)																															
Longueur moyenne, par puits																															
Longueur moyenne (tous puits)																															
Croissance moyenne, par puits																															
Croissance moyenne (tous puits)																															
Croissance / inhibition moy. (%)																															

Contrôles : facteur croissance = 2.18

Critères de validité pour sédiment de référence :

Mortalité ≤ 20%   

Facteur croissance > 1.5   

Couvet, 30-08-2024
S. Santiago





Inhibition de la croissance (%)

Inhibition ≤ 20%   

21% inhibition ≤ 35%   

36% inhibition ≤ 50%   

Inhibition ≥ 50%   



Anhang 2 Details zur Berechnung der Oligochaetendichte

	Standort A	Standort B
Oberfläche in m ²	0.0572	0.0572
Anzahl der sortierten Exemplare pro x untersuchten Zellen (Subsampling-Box)	105	106
Anzahl untersuchter Zellen	1	0.75
Dichte (Anzahl Exemplare pro 0.1 m ²)	4586	6173