Vlaanderen
is wetenschap

Beoordelingskader Europees te beschermen soorten: verontreiniging en eutrofiëring van oppervlaktewater

Florian Van Hecke, Geert De Knijf, Jeroen Van Wichelen, Wim Mertens & Erika Van den Bergh

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Florian Van Hecke, Geert De Knijf, Jeroen Van Wichelen, Wim Mertens & Erika Van den Bergh
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:
Lies Teunen

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:
Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:
florian.vanhecke@inbo.be

Wijze van citeren:
Van Hecke F., De Knijf G., Van Wichelen J., Mertens W. & Van den Bergh E. (2024). Beoordelingskader Europees te beschermen soorten: Verontreiniging en eutrofiëring van oppervlaktewater. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.106960727

D/2024/3241/265
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (35)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Hilde Eggermont

Foto cover:
Bergenmeersen (Yves Adams/Vilda)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:
het Agentschap Natuur en Bos

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS

Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie.

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

Beoordelingskader Europees te beschermen soorten: Verontreiniging en eutrofiëring van oppervlaktewater

Florian Van Hecke, Geert De Knijf, Jeroen Van Wichelen, Wim Mertens & Erika Van den Bergh

doi.org/10.21436/inbor.106960727

Vlaanderen
is wetenschap

www.vlaanderen.be/inbo

Dankwoord

Dit rapport werd opgesteld in opdracht van en gefinancierd door het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB). Dank aan Tine Mandonx voor de begeleiding van dit project.

Verschillende experts stelden hun kennis ter beschikking om dit rapport tot stand te kunnen brengen. Dank aan Prof. Dr. Ronny Blust van de UAntwerpen voor input rond ecotoxicologie. In het bijzonder dank aan Jo Packet (INBO) voor zijn input rond mollusken en An Leyssen (INBO) voor haar input rond drijvende waterweegbree, alsook aan Lies Teunen (PhD, INBO) voor een inhoudelijke review van dit rapport.

Ook dank aan de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) voor het aanleveren van advies en waterkwaliteitsdata, alsook studiebureau Corridor voor het aanleveren van relevante literatuur.

SAMENVATTING

De Habitat- en Vogelrichtlijnen zijn de belangrijkste instrumenten van het Europese natuurbeleid. Om soorten en habitattypes te beschermen en hun voortbestaan op lange termijn te garanderen, zijn er, per soort en habitattype, Instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) gedefinieerd en werden speciale beschermingszones (SBZ) aangeduid, die samen het Natura-2000-netwerk vormen.

Voor elk plan of project dat gevolgen kan hebben voor de natuur moet er een passende beoordeling opgemaakt worden. Op deze manier wordt er nagegaan of er een betekenisvolle potentiële negatieve impact kan zijn op de realisatie van deze Instandhoudingsdoelstellingen.

In opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) en in het kader van het Natura 2000-beleid stellen we een beoordelingskader op dat toelaat de potentiële ecologische impact van lozingen op Europees beschermde Habitatrichtlijnsoorten gebonden aan stromend water en hun leefgebieden in te schatten. Tien soorten vissen (waarvan 3 prikken), 2 soorten libellen, 2 soorten zoetwatermollusken, 1 waterplant en 1 zoogdier worden besproken in dit rapport. We gaan na welke Europees beschermde soorten onvoldoende beschermd zijn onder de huidige milieukwaliteitsnormen en leveren waterkwaliteitsnormen aan per soort (zie Bijlage II). Potentiële effecten van deze lozingen worden in dit rapport onderverdeeld in de categoriën eutrofiëring (Hoofdstuk 7), verontreiniging (Hoofdstuk 8), temperatuurwijzigingen (Hoofdstuk 9) en zoutlozingen (Hoofdstuk 10), met een uiteenzetting van de kennis rond elke categorie van lozing/effect per soort. Het eindproduct is een beslissingkader - onderverdeeld in beslissingsbomen - dat als handleiding aangereikt wordt om een advies te geven over de ecologische impact van de aangevraagde soort lozing.

We gaan ook na of de huidige normen voor gevaarlijke stoffen (VLAREM II) voldoende bescherming bieden aan aquatische ecosystemen (Hoofdstuk 8, sectie 8). Deze normen lijken op basis van onze analyses te volstaan. Wisselwerkingen tussen stoffen of reeds aanwezige stressoren (Hoofdstuk 11) bij meerdere overschrijdingen van de norm kunnen er echter voor zorgen dat deze normen niet volstaan om schadelijke effecten te voorkomen.

Naast Habitatrichtlijnsoorten en hun habitats zijn ook een aantal soorten van de Vogelrichtlijn bedreigd door lozingen in oppervlaktewater. De problematiek van lozingen voor vogels wordt per effectgroep besproken in Hoofdstuk 12.

Niet alleen de waterlopen maar ook natuurgebieden (en hun soorten) buiten de waterlopen kunnen bedreigd worden door lozingen in waterlopen (Hoofdstuk 13). Via verbindingen zoals taplopen en bevloeiingskanalen, en via overstromingen kan verontreinigd water in deze Europees beschermde gebieden terechtkomen. We geven een oplijsting en bespreken enkele kwetsbare gebieden gevoed door taplopen. Een kaart van de Speciale Beschermingszones die getroffen kunnen worden door lozingen in waterlopen is in opmaak.

English abstract

The Habitat- and Bird Directives are the most important tools for the European nature conservation policy. In order to protect species and habitat-types and to guarantee their survival in the long run Conservation-Objectives (Instandhoudingsdoelstellingen or IHDs in Dutch) are defined per species and habitat-type and Special Protection Zones (Speciale Beschermingszones or SBZs in Dutch) are designated. Together, these SBZs shape the Natura-2000-network.

For every action or project that could have an impact on nature a fitting assessment ("passende beoordeling" in Dutch) needs to be made in order to investigate whether there could be a meaningful negative impact on the realisation of these Conservation-Objectives.

An assessment framework is being drawn up, on behalf of the Agency for Nature and Forest (ANB) and in the context of the Natura-2000-policy. This framework allows for an estimation of the potential ecological impact of discharges on European protected Habitats Directive species - tied to waterways - and their habitats. Ten species of fish (including 3 lamprey species), 2 species of dragonflies, 2 species of freshwater molluscs, 1 aquatic plant and 1 mammal are being discussed in this report. A study on which European protected species are insufficiently protected under the current environmental quality standards is presented and water quality parameters are supplied (in Annex II). Potential effects of these discharges are divided into the categories eutrophication (Chapter 7), pollution (Chapter 8), temperature changes (Chapter 9) and salt discharges (Chapter 10), with an explanation of the current knowledge for each category of discharge/effect per species. The final product is a decision framework - subdivided into decision trees - which can serve as a manual for advice on the ecological impact of the requested type of discharge.

Furthermore, we investigated whether the current standards for hazardous substances (VLAREM II) provide sufficient protection for aquatic ecosystems (Chapter 8, section 8). These standards seem to be - based on our analyses - adequate. However, interactions between substances or already present stressors (Chapter 11) in case of multiple exceedances of these standards can lead to insufficient protection of current standards to prevent harmful effects.

Besides Habitat Directive species and their habitats, also Bird Directive species are threatened by discharges in waterways. The impact of discharges on bird species per effect group is discussed in Chapter 12.

Discharges into waterways can also negatively affect nature areas (and their inhabitant species) outside these waterways (Chapter 13). By means of irrigation channels (called "taplopen" in Dutch) and floods polluted water can end up in these areas. A list and discussion of some vulnerable nature areas fed by these irrigation channels ("taplopen") is provided in this report. A map of Special Protection Zones which could be impacted by discharges into waterways is in preparation.

Aanbevelingen voor beleidsmakers

Uit ons literatuuronderzoek blijkt dat er nog verschillende aandachtspunten zijn om tot duurzame populaties van Europees beschermde aquatische soorten te komen.

Veel van de onderzochte soorten stellen strengere eisen aan de waterkwaliteit dan de huidige normen aangeven. Eerst en vooral moet de waterkwaliteit - die in Vlaamse waterlopen vaak nog ontoereikend is - verbeteren. Alvorens bijkomende vergunningen te verlenen, moet er gekeken worden naar de reeds aanwezige milieudrukken in waterlopen. Daarom raden we aan om extra voorzichtig te zijn met de huidige waterkwaliteitsnormen. Deze zullen mogelijk niet volstaan bij een combinatie van milieudrukken om schadelijke effecten op aquatische soorten te vrijwaren.

Ook kunnen lozingen in waterlopen een verreikend effect hebben. Een meer stroomopwaarts gelegen lozing kan een impact hebben op meer stroomafwaarts gelegen gebieden. In geval van overstromingen of bij natuurgebieden die gevoed worden met water van waterlopen waarin geloosd wordt, kunnen ook soorten en hun habitats van buiten het normale stroomgebied van de waterloop blootgesteld worden. Daarom moet er extra aandachtig nagegaan worden dat de lozingen en de resulterende impact op de waterkwaliteit ook voor deze - vaak meer gevoelige - gebieden binnen de normen vallen. Deze lozingen kunnen ook de migratie van soorten naar stroomopwaarts en stroomafwaarts van het lozingspunt gelegen leefgebieden verhinderen. Denk hierbij in het bijzonder aan trekvissen die hun paaigebieden proberen te bereiken. Daarom raden we aan om een limiet qua doorsnede van de lozingspluim en een maximaal temperatuurverschil tussen het lozingswater en de ontvangende waterkolom te volgen.

Het verbeteren van de waterkwaliteit in Vlaamse waterlopen levert zeker een belangrijke bijdrage aan het bereiken van duurzame populaties voor Europees beschermde soorten van watersystemen, maar dit alleen is niet voldoende om dit doel te bereiken. De structuur van veel Vlaamse waterlopen is de laatste decennia sterk gewijzigd en is nu ver verwijderd van de natuurlijke situatie. Voorbeelden zijn het rechttrekken van waterlopen, verstevigen van oevers, het vervangen van natuurlijke door kunstmatige oevers en de verdwijning van structuurvariatie in waterlopen en hun oeverzones. Veel soorten vereisen - naast een voldoende waterkwaliteit - deze variatie in hun leefgebied en zullen profiteren van het herstellen van de natuurlijke dynamiek in en structuur langs waterlopen.

Lijst van figuren

Figuur A: Beslissingsboom Habitatrichtlijnsoorten 26
Figuur B: Beslissingsboom eutrofiëring en verontreiniging 31
Figuur C: Beslissingsboom thermische verontreiniging 58
Figuur D: Beslissingsboom zoutlozingen 67

doi.org/10.21436/inbor.106960727

Lijst van tabellen

Tabel 1: Typologie stromende oppervlaktewateren 23
Tabel 2 Vereisten waterkwaliteit Vogelrichtlijnsoorten - voedselrijkdom (Vermeersch et al., 2020): 78
Tabel 3 Vereisten waterkwaliteit Vogelrichtlijnsoorten - doorzicht (Vermeersch et al., 2020): 78
Tabel 4 Vogelsoorten bedreigt door habitatverlies (naar natura2000.vlaanderen.be): 78
Tabel 5 Vogelsoorten bedreigt door watervervuiling (naar natura2000.vlaanderen.be): 79
Tabel 6 Vogelsoorten bedreigt door secundaire vergiftiging (naar natura2000.vlaanderen.be): 80

Inhoudstafel

Dankwoord **2**
Samenvatting **3**
English abstract **4**
Aanbevelingen voor beleidsmakers **5**
Lijst van figuren **6**
Lijst van tabellen **7**
1. Inleiding **13**
2. Wetgevend kader **16**
Europese Vogelrichtlijn 16
Europese Habitatrichtlijn 16
VLAREM 16
Natuurdecreet 17
Kaderrichtlijn Water 17
Palingverordening 18
Wezer-arrest 18
3. Passende beoordeling en Praktische wegwijzers **19**
4. Doelstelling **20**
5. Aanpak **21**
6. Beslissingsboom Habitatrichtlijnsoorten **25**
7. Effectgroep eutrofiëring en gerelateerde processen **27**
7.1 Inleiding 27
7.2 Beslissingsboom eutrofiëring en verontreiniging 28
7.3 Vissen en kaakloze vissen 31
Impact eutrofiëring op (kaakloze) vissen 31
7.3.1 Europese paling - Anguilla anguilla 32
7.3.2 Fint - Alosa fallax 32
7.3.3 Kleine modderkruiper - Cobitis taenia 33
7.3.4 Grote modderkruiper - Misgurnus fossilis 33
7.3.5 Rivierdonderpad - Cottus perifretum 34
7.3.6 Rivierprik - Lampetra fluviatilis 34
7.3.7 Beekprik - Lampetra planeri 35
7.3.8 Zeeprik - Petromyzon marinus 35
7.3.9 Bittervoorn - Rhodeus amarus 36
7.3.10 Atlantische zalm - Salmo salar 37
7.3.11 Conclusies effect eutrofiëring op (kaakloze) vissen 37
7.4 Libellen 37
Impact eutrofiëring op libellen 37
7.4.1 Rivierrombout - Stylurus flavipes 38

7.4.2 Gaffellibel - Ophiogomphus cecilia 38
7.4.3 Conclusies effect eutrofiëring op libellen 39
7.5 Mollusken 39
Impact eutrofiëring op mollusken 39
7.5.1 Platte schijfhoren - Anisus vorticulus 39
7.5.2 Zeggekorfslak - Vertigo moulinsiana 39
7.5.3 Conclusies effect eutrofiëring op mollusken 40
7.6 Zoogdieren 40
7.6.1 Europese otter - Lutra lutra 40
7.6.2 Conclusies effect eutrofiëring op Europese otter 40
7.7 Planten 41
7.7.1 Drijvende waterweegbree - Luronium natans 41
7.7.2 Conclusies effect eutrofiëring op drijvende waterweegbree 42
8. Effectgroep verontreiniging (Zware metalen, organische verbindingen, microplastics) 43
8.1 Inleiding 43
8.2 Beslissingsboom verontreiniging en eutrofiëring 45
8.3 Vissen en kaakloze vissen 45
Impact verontreiniging op (kaakloze) vissoorten 45
8.3.1 Europese paling - Anguilla anguilla 46
8.3.2 Fint - Alosa fallax 46
8.3.3 Kleine modderkruiper - Cobitis taenia 46
8.3.4 Grote modderkruiper - Misgurnus fossilis 47
8.3.5 Rivierdonderpad - Cottus perifretum 47
8.3.6 Rivierprik - Lampetra fluviatilis 47
8.3.7 Beekprik - Lampetra planeri 48
8.3.8 Zeeprik - Petromyzon marinus 48
8.3.9 Bittervoorn - Rhodeus amarus 48
8.3.10 Atlantische zalm - Salmo salar 49
8.3.11 Conclusies effect verontreiniging op (kaakloze) vissen 49
8.4 Libellen 50
Impact vervuiling op libellen 50
8.4.1 Rivierrombout - Stylurus flavipes 50
8.4.2 Gaffellibel - Ophiogomphus cecilia 51
8.4.3 Conclusies effect verontreiniging op libellen 51
8.5 Mollusken 51
Impact verontreiniging op mollusken 51
8.5.1 Platte schijfhoren - Anisus vorticulus 52
8.5.2 Zeggekorfslak - Vertigo moulinsiana 52
8.5.3 Conclusies effect verontreiniging op mollusken 52
8.6 Zoogdieren 52

8.6.1 Europese otter - Lutra lutra 52
8.6.2 Conclusies effect verontreiniging op Europese otter 53
8.7 Planten 53
8.7.1 Drijvende waterweegbree - Luronium natans 53
8.7.2 Conclusies effect verontreiniging op drijvende waterweegbree 53
8.8 Analyse ecotoxicologische data 54
9. Thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen 55
9.1 Inleiding 55
9.2 Beslissingsboom thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen 57
9.3 Vissen en kaakloze vissen 58
Impact thermische verontreiniging op (kaakloze) vissoorten 58
9.3.1 Europese paling - Anguilla anguilla 59
9.3.2 Fint - Alosa fallax 59
9.3.3 Kleine modderkruiper - Cobitis taenia 60
9.3.4 Grote modderkruiper - Misgurnus fossilis 60
9.3.5 Rivierdonderpad - Cottus perifretum 60
9.3.6 Rivierprik - Lampetra fluviatilis 60
9.3.7 Beekprik - Lampetra planeri 60
9.3.8 Zeeprik - Petromyzon marinus 61
9.3.9 Bittervoorn - Rhodeus amarus 61
9.3.10 Atlantische zalm - Salmo salar 61
9.3.11 Conclusies effect thermische verontreiniging op (kaakloze) vissen 62
9.4 Libellen 62
Impact thermische verontreiniging op libellen 62
9.4.1 Rivierrombout - Stylurus flavipes 62
9.4.2 Gaffellibel - Ophiogomphus cecilia 63
9.4.3 Conclusies effect thermische verontreiniging op libellen. 63
9.5 Mollusken 63
Impact thermische verontreiniging op mollusken 63
9.5.1 Platte schijfhoren - Anisus vorticulus 63
9.5.2 Zeggekorfslak - Vertigo moulinsiana 64
9.5.3 Conclusies effect thermische verontreiniging op mollusken 64
9.6 Zoogdieren 64
9.6.1 Europese otter - Lutra lutra 64
9.6.2 Conclusies effect thermische verontreiniging op Europese otter 64
9.7 Planten 64
9.7.1 Drijvende waterweegbree - Luronium natans 64
9.7.2 Conclusies effect thermische verontreiniging op drijvende waterweegbree 64
10. Zoutlozingen 65
10.1 Inleiding 65

10.2 Beslissingsboom zoutlozingen: 66
10.3 Vissen en kaakloze vissen 68
Impact zoutlozingen op (kaakloze) vissoorten 68
10.3.1 Europese paling - Anguilla anguilla 68
10.3.2 Fint - Alosa fallax 68
10.3.3 Kleine modderkruiper - Cobitis taenia 69
10.3.4 Grote modderkruiper - Misgurnus fossilis 69
10.3.5 Rivierdonderpad - Cottus perifretum 69
10.3.6 Rivierprik - Lampetra fluviatilis 69
10.3.7 Beekprik - Lampetra planeri 69
10.3.8 Zeeprik - Petromyzon marinus 69
10.3.9 Bittervoorn - Rhodeus amarus 69
10.3.10 Atlantische zalm - Salmo salar 70
10.3.11 Conclusies effect zoutlozingen op (kaakloze) vissen 70
10.4 Libellen 70
Impact zoutlozingen op libellen 70
10.4.1 Rivierrombout - Stylurus flavipes 70
10.4.2 Gaffellibel - Ophiogomphus cecilia 71
10.4.3 Conclusies effect zoutlozingen op libellen 71
10.5 Mollusken 71
Impact zoutlozingen op mollusken 71
10.5.1 Platte schijfhoren - Anisus vorticulus 71
10.5.2 Zeggekorfslak - Vertigo moulinsiana 71
10.5.3 Conclusies effect zoutlozingen op mollusken 72
10.6 Zoogdieren 72
10.6 Europese otter - Lutra lutra 72
10.6 Conclusies effect zoutlozingen op Europese otter 72
10.7 Planten 72
10.7.1 Drijvende waterweegbree - Luronium natans 72
10.7.2 Conclusies effect zoutlozingen op drijvende waterweegbree 72
11. Wisselwerkingen stressoren 73
11.1 Inleiding 73
11.2 Pesticiden & bacteriën: 73
11.3 Predatiedruk & toxiciteit: 73
11.4 Temperatuur & toxiciteit / pathogenen 73
11.5 Exoten & aanwezige stressoren: 74
12. Impact lozingen op watergebonden vogelsoorten 76
12.1 Inleiding 76
12.2 Effectgroep eutrofiëring en gerelateerde processen 76
12.3 Effectgroep verontreiniging 80

12.4 Thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen 81
12.5 Zoutlozingen 81
13. Impact lozingen op Speciale Beschermingszones 82
13.1 Overstromingsgebieden en uiterwaarden 82
13.2 Taplopen 82
13.3 Impact op habitattypen 83
Referenties 85
Bijlagen 112
Bijlage I: Basismilieukwaliteitsnormen oppervlaktewater per type waterloop (Bijlage 2.3.1 VLAREM II) 112
Bijlage II: Soortspecifieke waterkwaliteitsnormen Habitatrichtlijnsoorten stromend water 116
Europese paling- Anguilla anguilla 116
Fint - Alosa fallax 116
Kleine modderkruiper - Cobitis taenia 118
Grote modderkruiper - Misgurnus fossilis 118
Rivierdonderpad - Cottus perifretum 119
Beekprik - Lampetra planeri 120
Rivierprik - Lampetra fluviatilis 121
Zeeprik - Petromyzon marinus 122
Bittervoorn - Rhodeus amarus 122
Atlantische zalm - Salmo salar 124
Rivierrombout - Stylurus flavipes 125
Gaffellibel - Ophiogomphus cecilia 125
Platte schijfhoren - Anisus vorticulus 126
Zeggekorfslak - Vertigo moulinsiana 127
Otter - Lutra lutra 128
Drijvende waterweegbree - Luronium natans 128
Bijlage III: Analyse ecotoxicologische data gevaarlijke stoffen 130
Bijlage IV: Milieukwaliteitsnormen voor prioritaire stoffen(groepen) in biota (uit Richtlijn 2013/39/EU - Bijlage II Deel A:) 131

1. Inleiding

Met als doel de natuur te behouden en biodiversiteit te herstellen, creëerde de Europese Unie de Natura-2000-gebieden, een netwerk aan Europese natuurgebieden. Dit netwerk omvat alle gebieden beschermd door de Habitat- en Vogelrichtlijn. De **Vogelrichtlijn** (79/147/EG) heeft als doel alle populaties van in het wild levende Europese vogelsoorten in stand te houden. De **Habitatrichtlijn** (92/43/EEG) omvat de instandhouding van de natuurlijke habitats en geassocieerde wilde flora en fauna en heeft als doel de biodiversiteit in de Europese lidstaten te behouden. De Vlaamse overheid is verantwoordelijk voor de in Vlaanderen gelegen Natura-2000-gebieden, deze gebieden worden Speciale Beschermingszones (SBZ's) genoemd. Ze worden onderverdeeld in SBZ-V's voor de Vogelrichtlijngebieden en SBZ-H's voor de Habitatrichtlijngebieden. Om soorten en gebieden te beschermen en hun voortbestaan op lange termijn te garanderen, zijn er Instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) gedefinieerd. De Instandhoudingsdoelstellingen doen dienst als een zeer concreet (welk areaal en leefgebied en welke populatiegrootte voor een soort is nodig om te komen tot een gunstige staat van instandhouding) en werkbaar kader om dit doel te bereiken. Deze IHD's bestaan voor Vlaanderen in zijn geheel (Gewestelijke Instandhoudingsdoelstellingen of G-IHD's) (Paelinckx *et al.*, 2009), alsook voor individuele Speciale Beschermingszones (Speciale Instandhoudingsdoelstellingen of S-IHD's).

De Vlaamse wetgeving (zie H3: Wetgevend kader) stelt dat voor elk plan/project dat significante gevolgen kan hebben voor de natuur, er een **passende beoordeling** van dat plan/project moet opgemaakt worden. Deze passende beoordeling kijkt of er een betekenisvolle negatieve impact kan zijn op de realisatie van Instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) voor beschermde soorten of habitats van het betreffende gebied. Het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) heeft een adviserende rol voor vergunningsaanvragen waarbij het nodige richtlijnen in de vorm van een **beoordelingskader** aanreikt en toekijkt op het correct gebruik van dit kader. Momenteel verkeren veel oppervlaktewateren in Vlaanderen in een ontoereikende toestand om een goede staat van instandhouding van gebonden soorten te garanderen (Schneiders *et al.*, 2020). Volgens het Wezer-arrest mag een overheid dan ook geen toestemming voor een project of lozing geven indien dit het behalen van de doelstellingen voor een goede toestand van een waterlichaam bedreigt.

De Habitatrichtlijn vraagt om de potentiële effecten van activiteiten te toetsen aan de gunstige staat van instandhouding van de soort of het habitattype. Het Natuurdecreet vraagt om te toetsen aan de natuurlijke kenmerken van de Speciale Beschermingszones (SBZ's). Hieronder vallen: het geheel van biotische en abiotische elementen, samen met hun ruimtelijke en ecologische kenmerken en processen, die nodig zijn voor de instandhouding van a) de soorten vermeld in de Bijlage III van het Natuurdecreet en b) de natuurlijke habitats en de leefgebieden van de soorten waarvoor de betreffende SBZ is aangewezen.

Dit betekent dat ook de standplaats- en de habitatfactoren in orde gebracht moeten worden opdat de gunstige staat van instandhouding kan worden bereikt. Hiermee wordt bedoeld: de noodzakelijke zuurtegraad, voedselrijkdom en vochthuishouding van de bodem of grondwater, etc. Voor de effectbeoordeling van activiteiten, net als voor het bepalen van het beleid tot voorkoming van verslechtering van de habitats en tot behalen van de Instandhoudingsdoelstellingen, is de kwaliteit van de ecologische standplaatsvereisten, uitgedrukt in grenswaarden, een belangrijke indicator.

De ecologische standplaatsvereisten van een soort of habitattype kunnen gekoppeld worden aan de **staat van instandhouding** (gunstig of ongunstig). De grens tussen gunstig of ongunstig is per standplaatsvereiste de grenswaarde. Een **gunstig abiotisch bereik** is het globale meetbereik van een milieuvariabele waarbinnen een habitattype duurzaam kan functioneren. Ook voor soorten is er een gunstig abiotisch bereik aan waarden per milieuvariabele waarbinnen de soort geen of minimale stress ondervind en een duurzame populatie mogelijk is. De grenzen van dit bereik zijn de grenswaarden.

De huidige milieudruk bepaalt mee de staat van instandhouding van het leefgebied van soorten. Op basis van de grenswaarden voor de ecologische standplaatsvereisten van een habitat, kan dan bepaald worden wat de impact is van de huidige milieudruk en de bijkomende milieudruk van te vergunnen activiteiten. Er kan nagegaan worden welke marge er is om bijkomende milieudrukken toe te laten.

Dit rapport onderzoekt de gevoeligheid van Europees beschermde soorten (met name de Habitatrichtlijnsoorten) voor lozingen en laat via een beslissingskader een beoordeling van de potentiële ecologische impact van deze lozingen toe. De behandelde soorten zijn soorten van stromende wateren; i.e. rivieren, kanalen, beken, polderwaterlopen en estuaria. De focus ligt hier op de soorten van Bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn die gebonden zijn aan stromend water. Dit komt neer op 7 soorten vissen en 3 kaakloze vissen (prikken), 2 soorten libellen, 2 soorten zoetwatermollusken, 1 zoogdier en 1 waterplant. Er wordt nagegaan of deze soorten voldoende beschermd worden onder de huidige milieukwaliteitsnormen. De ecologische impact op Europees beschermde vogelsoorten wordt apart behandeld in hoofdstuk 12.

Een lozing in stromende wateren beperkt zich niet alleen tot deze systemen maar kan ook een impact hebben op stilstaande wateren (zie hoofdstuk 13). Dit gebeurt vooral in valleigebieden in het geval van een overstroming, of bij gebieden die bevloeid worden door water van een waterloop. Op deze manier heeft de lozing een impact buiten de waterloop zelf. Denk hierbij aan de vele kanaaltjes in de Kempen en het systeem van taplopen.

Overstromingsgebieden en **uiterwaarden** (het gebied tussen de zomerbedding en de winterdijk van een rivier, ook wel meersen genoemd) huisvesten vaak andere soorten dan stromende wateren. Deze ecosystemen kunnen echter verbonden raken met stromende oppervlaktewateren in het geval van piekafvoeren of overstromingen. Soorten van overstromingsgebieden en uiterwaarden hebben andere habitatvereisten en andere gevoeligheden naar waterkwaliteit toe dan soorten van stromende wateren. Bij het buiten de zomerbedding treden van waterlopen komt er gebiedsvreemd water in deze gebieden terecht. Indien de waterkwaliteit van de waterlopen ontoereikend is door toedoen van lozingen kan dit nefast zijn voor deze soorten van deze gebieden en hun habitats. Voorbeelden van uiterwaarden zijn de gebieden langs de Grensmaas zoals het Koningssteen-Kollegreend te Kessenich of de talrijke overstromingsgebieden langs de Schelde.

Hiernaast zijn er in Vlaanderen waardevolle natuurgebieden die verbonden zijn met stromende wateren via - oorspronkelijk voor irrigatie dienende - verbindingen die we **taplopen** noemen. Voorbeelden hiervan zijn het Hageven te Pelt en het Buitengoor in Mol waar verschillende Europees beschermde soorten van stilstaande wateren voorkomen. Beide gebieden worden gevoed met kalkrijk kanaalwater (afkomstig van de Maas) en dit zorgt voor specifieke en ecologisch bijzondere omstandigheden in een anders zuur milieu.

Er moet dus aangetoond kunnen worden dat er geen risico is op een lange-termijn negatieve impact op soorten/habitats van het oppervlaktewater dat de lozing ontvangt, alsook op

soorten/habitats van stroomafwaarts gelegen (natuur)gebieden die gevoed worden door dit oppervlaktewater.

2. Wetgevend kader

Hieronder worden kort de belangrijkste relevante wetgevingen voor dit rapport toegelicht.

Europese Vogelrichtlijn

De Europese Vogelrichtlijn (2009/147/EG; huidige versie 30 november 2009, eerste versie 2 april 1979) streeft naar de instandhouding van alle natuurlijk in het wild levende vogelsoorten op het Europese grondgebied van de lidstaten te bevorderen. Voor alle vogelsoorten die in Bijlage I zijn opgenomen en in Vlaanderen voorkomen moeten speciale beschermingsmaatregelen worden getroffen en beschermingszones worden aangeduid: De Vogelrichtlijngebieden (SBZ-V).

Artikel 4.4 van de Vogelrichtlijn stelt dat *"Lidstaten (van de Europese Unie) maatregelen nemen om vervuiling en verslechtering van de leefgebieden in de beschermingszones van de in Bijlage I vermelde soorten en geregeld voorkomende trekvogels te voorkomen." "Ook buiten deze beschermingszones zetten de lidstaten zich in om vervuiling en verslechtering van de leefgebieden te voorkomen."*

Europese Habitatrichtlijn

De Europese Habitatrichtlijn (92/43/EEG; 21 mei 1992) heeft tot doel het in stand houden van de natuurlijke habitats binnen de Europese Unie, inclusief de wilde fauna en flora die ze herbergen. Hiervoor werden er speciale beschermingszones (SBZs) afgebakend: De Habitatrichtlijngebieden (SBZ-H). Dankzij de Habitatrichtlijn wordt een selectie van plant- en diersoorten Europees beschermd. Deze vallen onder Bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn (Bijlage 2 en 3 van het Natuurdecreet van de Vlaamse Regering van 21 oktober 1997).

Artikel 6.3 van de Europese Habitatrichtlijn stelt dat *"voor elk plan/project dat niet gerelateerd is aan beheer van het gebied, maar afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten significante gevolgen kan hebben voor zo'n gebied, wordt een passende beoordeling gemaakt van de gevolgen voor het gebied, rekening houdend met de instandhoudingsdoelstellingen van dat gebied." "Gelet op de conclusies van de beoordeling van de gevolgen voor het gebied geven de bevoegde nationale instanties slechts toestemming voor dat plan/project nadat zij zeker zijn dat het de natuurlijke kenmerken van het betrokken gebied niet zal aantasten."*

VLAREM

VLAREM (Vlaamse Reglement betreffende de Milieuvergunning; 1 juni 1995) is het besluit van de Vlaamse overheid met als doel hinder, milieuverontreiniging en veiligheidsrisico's te voorkomen en beperken. VLAREM is opgedeeld in 3 delen; VLAREM I, II en III. VLAREM I bevat een lijst met activiteiten waarvoor een vergunning vereist is. De procedure van vergunningsaanvragen wordt hierin toegelicht. VLAREM II behandelt de algemene en sectorale milieuvoorwaarden waaraan ingedeelde inrichtingen moeten voldoen. Op basis van de milieukwaliteitsnormen in VLAREM II wordt het vergunningsbeleid van de Vlaamse overheid afgestemd. Deze milieukwaliteitsnormen zijn te consulteren via Bijlage 2.3.1 van VLAREM II. Bij een voldoende graad van hinderlijkheid van een geplande activiteit voor mens en milieu - nagegaan via een passende beoordeling - moet een vergunning aangevraagd worden.

Natuurdecreet

Het Natuurdecreet (21 oktober 1997), officieel *"het decreet betreffend het natuurbehoud en het natuurlijk milieu"* genoemd, heeft als doel de bescherming, ontwikkeling, herstel en beheer van de natuur. Via dit decreet legt de Vlaamse Regering de wetten en regels vast met betrekking tot de Vlaamse natuur. Soorten van Bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn zijn terug te vinden in Bijlage 2 en 3 van het Natuurdecreet. Soorten van Bijlage I van de Vogelrichtlijn staan opgelijst in Bijlage 4 van het Natuurdecreet.

Voor deze soorten werden in Vlaanderen speciale beschermingszones (SBZ, zie Vogel- en Habitatrichtlijn) afgebakend. Het Natuurdecreet stelt dat *"Een betekenisvolle aantasting/effect van een vergunningsplichtige activiteit een betekenisvolle aantasting is van de natuurlijke kenmerken van de SBZ"* (artikel 36ter §3).

Kaderrichtlijn Water

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW; 22 december 2000) heeft tot doel de watervoorziening en waterkwaliteit van oppervlakte- en grondwater in Europa te beschermen en de gevolgen van droogte en overstromingen te mitigeren. Via de KRW wordt getracht een algemene goede toestand van het Europese watersysteem te bereiken. Om de waterkwaliteit te toetsen zijn er Europese milieukwaliteitsnormen bepaald waaraan oppervlaktewater moet voldoen. De milieudoelstellingen die in de Kaderrichtlijn Water worden geformuleerd zijn vertaald naar milieukwaliteitsnormen (MKN). In de KRW worden de milieukwaliteitsnormen als volgt gedefinieerd:

"De milieukwaliteitsnormen (MKN) voor oppervlaktewater zijn de concentraties van een bepaalde verontreinigende stof of groep van verontreinigende stoffen in water, in sediment of in biota die ter bescherming van de gezondheid van de mens en het milieu niet mogen worden overschreden."

In Vlaanderen zijn de MKN verder doorvertaald naar indelingscriteria (IC) die, in tegenstelling tot de MKN, niet gericht zijn op de concentratie in het oppervlaktewater, maar op de concentratie in het lozingswater. Zowel de MKN als de IC zijn te consulteren via Bijlage 2.3.1 van VLAREM II.

Voor onderstaande parameters zijn de normen te consulteren in Art. 2 van betreffende Bijlage van VLAREM en afhankelijk van het type oppervlaktewater (zie Bijlage I):

- Thermische omstandigheden
- Zuurstofhuishouding
- Zoutgehalte
- Zuurtegraad
- Nutriënten
- Zwevende stof
- Biologische parameters

De gehanteerde norm voor stikstof- en fosforverbindingen zal dus afhankelijk zijn van het type oppervlaktewater (bijvoorbeeld: beek, rivier, kanaal, …). De Kaderrichtlijn Water wordt via het decreet Integraal Waterbeleid (18 juli 2003) omgezet in een juridisch kader voor Vlaanderen.

Palingverordening

Het bestand van de Europese paling (*Anguilla anguilla*) ging sterk achteruit en daarom werd de soort als “Ernstig Bedreigd” (CR) beoordeeld in de recente Europese Rode Lijst voor vissen (Pike *et al.*, 2020). Een sterke afname van de populatiegrootte en de huidige niet-duurzame manier van visserij op deze soort noopten tot actie vanuit het Europese beleid. Daarom beveelt ICES - the International Council for the Exploration of the Sea - aan om dringend een herstelplan voor het gehele bestand van Europese paling uit te werken en de exploitatie en andere menselijke activiteiten die van invloed zijn op de visserij of op het bestand zoveel mogelijk te beperken. Hiervoor is er via de Europese Palingverordening (EG/1100/2007; 18 september 2007) een Palingbeheerplan voor België opgemaakt en worden maatregelen genomen om het palingbestand te herstellen. Conform de Palingverordening moeten de Europese lidstaten periodiek rapporteren over de voortgang en uitvoering van de verordening.

Wezer-arrest

Het Wezer-arrest van het Europese Hof van Justitie (1 juli 2015) stelt dat *“een overheid geen goedkeuring van een project of lozing mag geven indien dit de toestand van een waterlichaam* (bijvoorbeeld een type waterloop) *doet achteruitgaan of het bereiken van een goede toestand in gevaar brengt”.* Een overheid mag dus geen vergunning verlenen indien de daarmee toegestane lozing aanleiding kan geven tot de achteruitgang van de toestand van een waterlichaam of het behalen van de doelstellingen van een waterlichaam in gevaar brengt.

3. Passende beoordeling en Praktische wegwijzers

De **passende beoordeling** is een onderzoek waarbij wordt nagegaan of een vergunningsplichtige activiteit al dan niet een (potentiële) impact heeft op Europees beschermde natuur. Meer concreet dient hierbij het effect van de activiteit op de realisatie van instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) in de Habitatrichtlijn- (SBZ-H) en Vogelrichtlijngebieden (SBZ-V) te worden onderzocht.

Een **praktische wegwijzer** is de meest actuele leidraad voor het beoordelen van een effect op de realisatie van de IHD. Vanuit het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) worden er praktische wegwijzers (zie pww.natuurenbos.be) opgemaakt per effectgroep. Deze worden opgesteld in samenwerking met experten van de Vlaamse overheid en maatschappelijke actoren.

Voorliggend rapport focust op de Europees beschermde soorten (Habitat- en Vogelrichtlijnsoorten) die gebonden zijn aan stromend water en de impact van lozingen in oppervlaktewater - en daarmee gepaard gaande eutrofiërend en verontreinigend effect - op hun leefgebieden.

4. Doelstelling

In opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) en in het kader van het Natura 2000-beleid wordt een beoordelingskader opgesteld dat actoren toelaat om de potentiële ecologische impact van lozingen op Europees beschermde soorten gebonden aan stromend water en hun leefgebieden in te schatten. Tevens laat dit beoordelingskader toe om te bepalen welke van deze soorten onvoldoende beschermd zijn onder de huidige milieukwaliteitsnormen. Potentiële effecten van deze lozingen worden in dit rapport onderverdeeld in de categoriën eutrofiëring (Hoofdstuk 7), verontreiniging (Hoofdstuk 8), temperatuurwijzigingen (Hoofdstuk 9) en zoutlozingen (Hoofdstuk 10), met een uiteenzetting van de kennis rond elke categorie van lozing/effect per soort. Soortenfiches met soortspecifieke waterkwaliteitsnormen worden in Bijlage II van dit rapport aangeleverd. Het eindproduct is een beslissingkader - onderverdeeld in beslissingsbomen - dat als handleiding aangereikt wordt om een finaal advies te vormen over de aangevraagde soort lozing.

5. AANPAK

Indien mogelijk/beschikbaar/relevant worden grenswaarden voor parameters per soort/soortgroep vanuit de wetenschappelijke literatuur of bestaande wetgeving (Vlaams en Europees) verzameld. Een literatuurstudie over de impact van thermische verontreiniging werd opgesteld door studiebureau Corridor. De behandelde parameters zijn idealiter overkoepelende parameters - die een goede inschatting van de ecologische toestand van een waterloop toelaten en die praktisch meetbaar zijn - zoals zuurstofgehalte en -verzadiging, biologisch/chemisch zuurstofverbruik, helderheid/doorzicht, nutriënten (totale stikstof en fosfor), zoutgehalte, etc. Potentiële effecten van lozingen worden opgedeeld in effectgroepen met hiernaast een bespreking van mogelijke onderlinge wisselwerkingen. Per effectgroep en per soort wordt de beschikbare kennis vanuit de literatuur gepresenteerd. Op basis van literatuurstudie en kennis van soortenexperten wordt dan een beoordelingskader opgemaakt. Er wordt nagegaan welke soorten kwetsbaar zijn en onvoldoende beschermd worden door de milieukwaliteitsnormen. Indien één van de (ecologische) waterkwaliteitscriteria niet binnen de norm valt dan kan de waterkwaliteit niet meer als "gunstig" voor de soort worden omschreven (volgens het "one out-all out"-principe).

Focusgebieden zijn soorten van ecosystemen van stromend water: estuaria, (getijde)rivieren, beken, kanalen en polderwaterlopen.

Focussoorten zijn Europees beschermde soorten - strikt gebonden aan stromende watersystemen in Vlaanderen - opgenomen in Bijlage 2 en 3 van het Natuurdecreet (i.e. in Vlaanderen voorkomende dier- en plantensoorten van Bijlage II en IV van de Europese Habitatrichtlijn 92/43/EEG).

Uit deze lijst van Bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn werden de volgende soorten gebonden aan het aquatisch milieu weerhouden:

- ➔ Vissen en kaakloze vissen (prikken):
  - ◆ Europese paling (*Anguilla anguilla*)
  - ◆ fint (*Alosa fallax*)
  - ◆ kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*)
  - ◆ grote modderkruiper (*Misgurnus fossilis*)
  - ◆ rivierdonderpad (*Cottus perifretum*)
  - ◆ beekprik (*Lampetra planeri*)
  - ◆ rivierprik (*Lampetra fluviatilis*)
  - ◆ zeeprik (*Petromyzon marinus*)
  - ◆ bittervoorn (*Rhodeus amarus*)
  - ◆ Atlantische zalm (*Salmo salar*)
- ➔ Libellen:
  - ◆ rivierrombout (*Stylurus flavipes*, voorheen *Gomphus flavipes*)

- gaffellibel (*Ophiogomphus cecilia*)

➔ Zoetwatermollusken:

- platte schijfhoren (*Anisus vorticulus*)
- zeggekorfslak (*Vertigo moulinsiana*)

➔ Watergebonden zoogdieren:

- Europese otter (*Lutra lutra*)

➔ Waterplanten:

- drijvende waterweegbree (*Luronium natans*)

Volgende soorten gebonden aan water van Bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn komen niet voor in stromend water in Vlaanderen en/of zijn niet strikt gebonden aan stromend water (i.e. nodig voor minstens een deel van de levenscyclus) en liggen aldus buiten de focus van dit rapport:

Nauwe korfslak (*Vertigo angustior*), kamsalamander (*Triturus cristatus*), vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*), rugstreeppad (*Epidalea calamita*), boomkikker (*Hyla arborea*), heikikker (*Rana arvalis*), poelkikker (*Pelophylax lessonae*), knoflookpad (*Pelobates fuscus*), gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*), sierlijke witsnuitlibel (*Leucorrhinia caudalis*), kruipend moerasscherm (*Apium repens*), groenknolorchis (*Liparis loeselii*) en geel schorpioenmos (*Drepanocladus vernicosus*). De bever (*Castor fiber*) is niet inbegrepen in dit rapport. Voor deze soort is reeds een soortbeschermingsprogramma opgesteld.

De Europese paling (*Anguilla anguilla*) kent een sterke achteruitgang in Europa en is in dit rapport opgenomen conform de Europese Palingverordening (EG/1100/2007) met als doel het herstel van het Europese palingbestand.

De ecologische impact van lozingen op Europees beschermde vogelsoorten (van de Vogelrichtlijn) wordt apart behandeld in hoofdstuk 12.

De focus van dit rapport ligt op stromende wateren, maar ook overstromingsgebieden/uiterwaarden/gebieden bevloeid via taplopen en hun typische soorten kunnen potentieel getroffen worden door lozingen in stromende wateren. Deze worden niet prioritair behandeld in dit rapport, maar er wordt vanuit De Vlaamse Waterweg (DVW) een kaart opgesteld van de Speciale Beschermingszones die potentieel getroffen kunnen worden door lozingen in stromende wateren (o.a. overstromingen en taplopen).

Het decreet Integraal Waterbeleid onderscheidt drie groepen oppervlaktewaterlichamen: de kunstmatige waterlichamen, de sterk veranderde waterlichamen en de natuurlijke waterlichamen. De niet-kunstmatige (natuurlijke en sterk veranderde) oppervlaktewaterlichamen worden ingedeeld in de categorieën rivieren, meren en overgangswateren. Vervolgens worden ze verder gedifferentieerd in watertypen (zie Tabel 1) met bijhorend type specifiek beoordelingskader (CIW, 2022). Het type waterlichaam per locatie is te consulteren via het geoloket stroomgebiedbeheerplannen. De beoordelingskaders per watertype zijn opgenomen in Bijlage 2.3.1 van VLAREM II.

Tabel 1: Typologie stromende oppervlaktewateren	
Bk	kleine beek
BkK	kleine beek Kempen
Bg	grote beek
BgK	grote beek Kempen
Rk	kleine rivier
Rg	grote rivier
Rzg	zeer grote rivier
Pz	zoete polderwaterloop
Pb	brakke polderwaterloop
Mlz	zoet, mesotidaal laaglandestuarium
O1o	zwak brak (oligohalien) macrotidaal laaglandestuarium
O1b	brak macrotidaal laaglandestuarium
O2zout	zout, mesotidaal laaglandestuarium
	Niet getypeerde rivieren/niet tot stroomgebiedbeheerplannen afgebakend waterlichaam behorende oppervlaktewateren

Per type stromend water zijn er basismilieukwaliteitsnormen bepaald (VLAREM II; zie Bijlage I van dit rapport). Deze dienen als de standaard normen voor deze typen waterlopen. Uit literatuurstudie moet blijken of deze basismilieukwaliteitsnormen voldoende bescherming bieden voor de selectie aan Habitatrichtlijnsoorten. Mogelijks gelden er strengere normen voor bepaalde Habitatrichtlijnsoorten, afhankelijk van hun specifieke habitatvereisten en gevoeligheden. Daarom wordt voor iedere soort een soortenfiche opgesteld met hun specifieke vereisten - indien beschikbaar vanuit de literatuur - per waterkwaliteitsparameter (zie Bijlage II van dit rapport).

Om na te gaan of de huidige normen voor gevaarlijke stoffen (zie VLAREM II - Milieukwaliteitsnormen gevaarlijke stoffen) voldoen voor het aquatische milieu is er een verkennende analyse uitgevoerd met ecotoxicologische data van het US Environmental Protection Agency; de ECOTOX Knowledgebase (Olker *et al.*, 2022). Deze analyses worden kort besproken in Hoofdstuk 8, sectie 8. De resultaten zijn te vinden in Bijlage III van dit rapport.

6. Beslissingsboom Habitatrichtlijnsoorten

Voordat er overwogen kan worden om een lozingsvergunning aan te vragen, moet de waterloop waarin men wil lozen voldoen aan de basismilieukwaliteitsnormen (VLAREM II; zie Bijlage I). Indien de basismilieukwaliteitsnorm voor een bepaalde parameter in het waterlichaam overschreden is, zijn de aanwezige milieudrukken te hoog. Indien de lozing aan deze waterkwaliteitsparameter bijdraagt dan is er risico op een negatieve ecologische impact en wordt de realisatie van Instandhoudingsdoelstellingen voor Europees beschermde soorten bedreigd.

In het geval dat de impact van de lozing negatief en betekenisvol kan zijn, moeten milderende maatregelen bij de lozingen toegepast worden (bv. aanpassing van het tijdstip van realisatie van het project, voorstellen van industriële processen met minder emissies, ontwijken van verzuringsgevoelige zones, aanpassing van constructies, gebruik van betere filters, etc.). Deze kunnen op basis van BBT-studies (best beschikbare technieken) per bedrijfssector gebundeld worden. Deze technieken scoren - in vergelijking met alle gelijkaardige technieken - het best op milieugebied en zijn betaalbaar en technisch uitvoerbaar (Departement Omgeving, s.d.). Deze hebben als doel de ecologische impact van de lozing te verkleinen tot op het niveau dat de lozing geen betekenisvolle negatieve impact meer heeft op de waterloop.

Indien het debiet van de ontvangende waterloop uitzonderlijk laag is (minder dan 0.01 kubieke meter per seconde) wordt een lozing automatisch als risicovol beschouwd. Dit criterium is het geval bij bronbeken of grachten, waar elke lozing een betekenisvolle impact zal hebben.

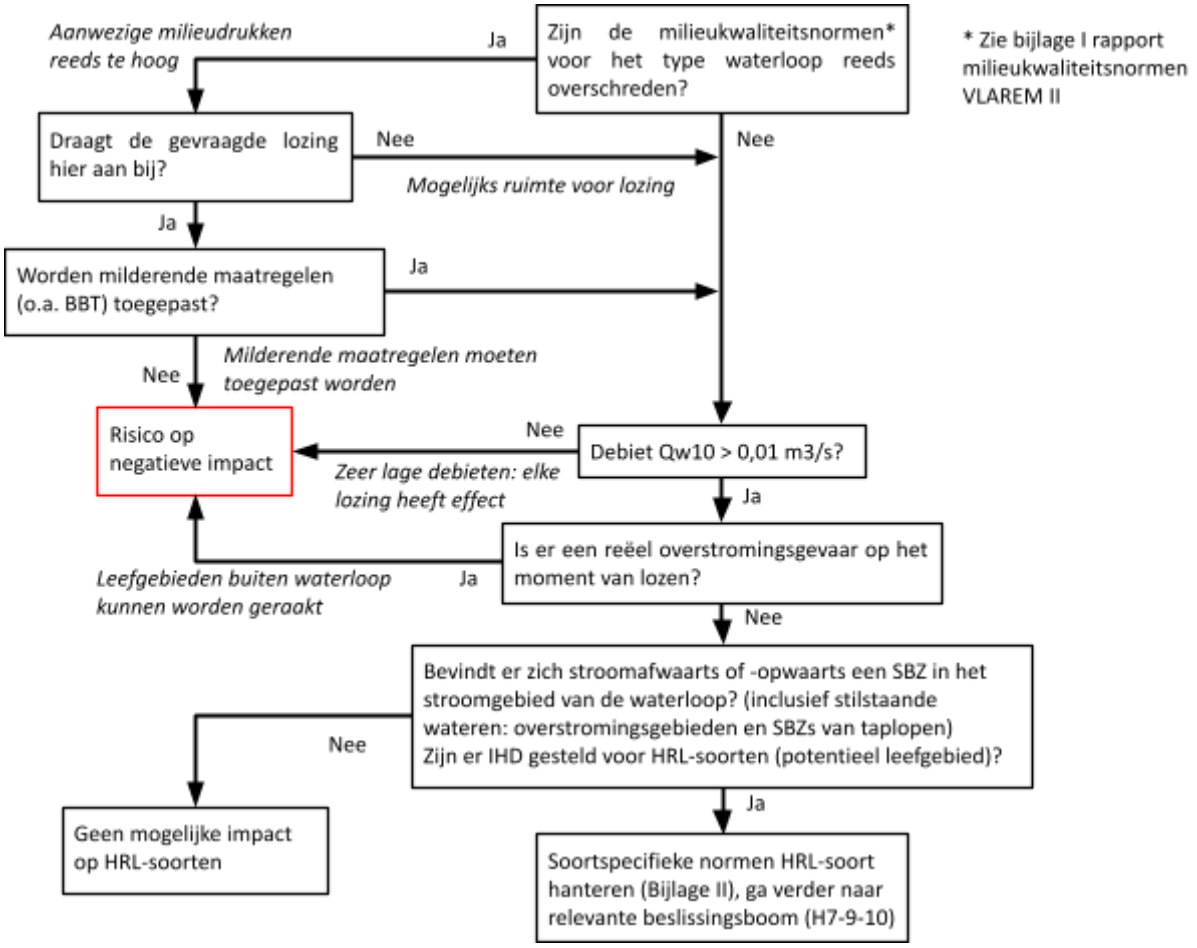
Er mag geen betekenisvolle negatieve impact zijn op Europees beschermde soorten van de Habitatrichtlijn. Dit geldt voor alle stroomafwaarts en stroomopwaarts gelegen gebieden die beïnvloed worden door de lozing of er potentieel door geraakt kunnen worden. Deze gebieden kunnen Speciale Beschermingszones (SBZ's) zijn, maar ook potentiële leefgebieden waar er Instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) gesteld zijn voor Europees beschermde soorten. Voorbeelden hiervan zijn kwetsbare waterlopen zoals het Natura 2000 Habitattype 3260 - Ondiepe beken en rivieren met goede structuur en watervegetaties. De waterloop kan verder fungeren als potentieel verbindingsgebied voor Habitatrichtlijnsoorten (bijvoorbeeld migrerende vissen) of als brongebied voor stroomafwaarts gelegen habitat van Europees beschermde soorten.

Ook moet rekening gehouden worden met stilstaande wateren en gebieden die (periodiek) in contact staan met waterlopen waarin geloosd wordt. Overstromingen kunnen optreden waarbij de geloosde stoffen in overstromingsgebieden terechtkomen en zo een effect hebben op Europees beschermde soorten die niet gebonden zijn aan de waterloop. Daarom mag er bij reëel overstromingsgevaar niet in de waterloop geloosd worden om deze gebieden te vrijwaren voor plotse deposities van schadelijke concentraties aan verontreinigd water. Hetzelfde geldt voor gebieden die in verbinding staan met en gevoed worden door kanaalwater via taplopen. De lozingen moeten in dergelijke gevallen voldoen aan de normen van Europees beschermde soorten van deze gebieden, alsook voldoen aan de normen van Europees beschermde habitattypen die mogelijks geïmpacteerd kunnen worden door de lozing. Op deze manier worden de Instandhoudingsdoelstellingen voor deze gebieden en soorten die erin voorkomen niet bedreigd.

In Bijlage II van dit rapport worden soortspecifieke normen voor waterkwaliteitsparameters aangeleverd.

Voor de onderstaande effectgroepen wordt per groep een beslissingskader aangereikt (in de vorm van beslissingsbomen) per lozing:

- Eutrofiëring en verontreiniging (als gecombineerde beslissingsbomen)
- Thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen
- Zoutlozingen



Figuur A: Beslissingsboom Habitatrichtlijnsoorten

7. Effectgroep eutrofiëring en gerelateerde processen

7.1 Inleiding

Natuurlijke ecosystemen zijn vaak relatief arm aan voedingsstoffen. Planten en algen zijn in hun **groei gelimiteerd** door de beschikbaarheid van verschillende chemische **elementen** waarvan **stikstof** en vooral **fosfor** vaak het meest limiterend zijn. Een verhoogde input van nutriënten in oppervlaktewater door lozing van bedrijfsafvalwater of afvalwater afkomstig van woningen, lozing van effluent van waterzuiveringsinstallaties, overstorten en door "runoff" vanuit aangrenzende landbouwpercelen zorgt ervoor dat er meer voedingsstoffen beschikbaar worden gesteld voor waterplanten, vrij bewegend fytoplankton, benthische algen, maar ook bacteriën en blauwalgen. Dit heeft tot gevolg dat eerst waterplanten en vervolgens algen en niet-ondergedoken vegetatie een sterke groei kennen (Denys *et al.*, 2022). Deze aanrijking met voedingsstoffen van ecosystemen wordt eutrofiëring of vermesting genoemd. In traagstromend water kan eutrofiëring vooral problematisch zijn in midden- en benedenlopen (Hilton *et al.*, 2006). **Benthische algen** vormen dan een dikke laag op substraten - waaronder bladeren van waterplanten - (Hilton *et al.*, 2006). **Fytoplankton** bereikt hoge densiteiten - zichtbaar als een verhoogde **troebelheid**/lager **doorzicht** - in de waterkolom. In snelstromende rivieren met een korte retentietijd domineren benthische algen, in traagstromende rivieren met een lange retentietijd domineert fytoplankton (Hilton *et al.*, 2006). Op deze manier nemen benthische algen en fytoplankton het licht weg van ondergedoken waterplanten. Dit heeft tot gevolg dat **ondergedoken waterplanten verdwijnen** en het water nog troebeler wordt. Veel vissen en macrofauna - alsook zoöplankton - zijn afhankelijk van ondergedoken waterplanten als schuil- en/of foerageerplaats (Evers, 2007). Dit zoöplankton graast op fytoplankton in de waterkolom en houdt zo - in een gebalanceerd ecosysteem - de densiteiten aan fytoplankton onder controle. Bij het verdwijnen van ondergedoken vegetatie verdwijnt de **begrazingsdruk door zoöplankton** waardoor fytoplankton kan domineren. Door de resulterende **bloei van fytoplankton** daalt het **zuurstofgehalte** in het water sterk.

Bovendien kunnen **toxische stikstofverbindingen** zoals nitriet, ammonium en ammoniak vrijkomen in het water, welke in zwak gebufferd water ook tot **verzuring** kunnen leiden. Hierdoor kunnen verzuringsgevoelige taxa zoals weekdieren (Evers, 2007; Salisbury *et al.*, 2008) en vele zoetwatervissen (Verdonschot *et al.*, 2003) verdwijnen. Als gevolg hiervan kan de gehele gemeenschapsstructuur van waterlopen drastisch wijzigen. Deze verzuring kan er dan weer voor zorgen dat giftige verbindingen zoals aluminiumhydroxiden beschikbaar worden voor opname door fauna en flora. Geloosde stoffen zoals sulfaat kunnen de beschikbaarheid van fosfor vergroten, alsook **mineralisatieprocessen** bevorderen, wat eutrofiëring dan weer versterkt.

Een verhoogde input van nutriënten in combinatie met een verhoogde watertemperatuur kan de **levensgemeenschap** van het fytoplankton van een ecosysteem van **groenwieren naar cyanobacteriën** verschuiven (Kerkum *et al.*, 2004; Markensten *et al.*, 2010; Rao *et al.*, 2021). Bij dominantie van cyanobacteriën bestaat er een reëel risico op **toxische algenbloeien** en sterke **schommelingen** in **zuurstofgehaltes** met nefaste gevolgen voor het gehele ecosysteem (Van Wichelen *et al.*, 2006, 2014, 2023b). Door deze processen ondergaat het leefgebied van soorten van deze waterlopen een drastische verandering, waardoor veel **soorten** zullen **verdwijnen**. Dit proces van verrijking aan voedingsstoffen noemen we eutrofiëring of vermesting en kan ervoor zorgen dat de waterkwaliteit sterk daalt en natuurlijke ecosystemen

uit balans geraken. In Vlaanderen is door toedoen van eutrofiëringsprocessen in vele waterlopen geschikt **habitat** van aquatische soorten sterk **afgenomen** of **verdwenen**.

Doordat ondergedoken waterplanten baat hebben bij een heldere waterkolom wordt aangeraden om voor een goede en duurzame ontwikkeling van de ondergedoken vegetatie zonlicht tot op de bodem of de maximale begroeibare diepte moet reiken. De diepte tot waarop voldoende licht komt, is ongeveer 1,5 tot 2 keer het gemeten doorzicht (Evers, 2007). Door te hoge nutriënten-input te voorkomen/beperken, kan de waterkolom in een relatief heldere toestand gehouden worden.

Het zuurstofgehalte moet hoog genoeg zijn om stress bij organismen zoals vissen en andere macrofauna te voorkomen. Kenmerkende soorten van de bovenloop van waterlopen - zoals de beekprik en rivierdonderpad - zijn vaak veeleisend voor de zuurstofhuishouding van hun habitat. Deze soorten zullen als eerste verdwijnen bij dalende zuurstofconcentraties, te wijten aan een verhoogd biologisch of chemisch zuurstofverbruik, respectievelijk bij eutrofiëring en vervuiling. Soorten van snelstromende wateren zullen een hogere zuurstofvereiste hebben dan soorten van traagstromende wateren, omdat de uitwisseling van zuurstof tussen de atmosfeer en het water in snelstromende wateren inherent hoger ligt (Edwards & Owens, 1962; van der Lee *et al.*, 2018; Verdonschot & Verdonschot, 2020). Een te hoog zuurstofgehalte - hoger dan 120% - (uitgedrukt in % zuurstofverzadiging; Schneiders et al., 2009) is een indicator voor algenbloeien. Overdag is het zuurstofgehalte erg hoog (> 120 %) door fotosynthese terwijl dit ‘s nachts keldert door respiratie-processen van de algen (tot < 50 %; Evers, 2007).

Afvoer van sediment vanuit landbouwpercelen bij regenval kan ook de troebelheid van water doen toenemen, ongeacht de nutriëntenlast. Deze sedimentatie kan nefaste effecten hebben op organismen in waterlopen, bijvoorbeeld op de levensvatbaarheid van visseneitjes bij vertroebelingsgevoelige soorten.

De voorgestelde normen qua nutriëntenlast, doorzicht en zuurstofhuishouding laten toe dat het habitat van beschermde soorten in stand wordt gehouden. Op deze manier wordt de overleving en voortplanting van populaties van beschermde soorten gegarandeerd.

7.2 Beslissingsboom eutrofiëring en verontreiniging

Als de te lozen stof minder dan 10% bijdraagt aan de referentiewaarde (Brel<10%) - conform de Wezer-toets van de VMM - dan is er geen betekenisvol negatief effect op de waterkwaliteit (Agentschap Natuur & Bos, 2024). Enkel stoffen die meer dan 10% bijdragen aan de referentiewaarde worden hier verder onderzocht.

Indien het waterlichaam niet voldoet aan elk van de overkoepelende waterkwaliteitscriteria - zowel nutriëntenlast uitgedrukt in totale stikstof- en fosforbelasting, zuurstofgehaltes zowel in concentratie als verzadiging en biologisch en chemisch zuurstofverbruik - van de Habitatrichtlijnsoorten (zie Bijlage II), dan is de waterkwaliteit onvoldoende en zal een lozing schadelijke eutrofiërings- of vervuilingeffecten kunnen teweegbrengen in het systeem.

Het **BOD** en **COD** zijn parameters die het **zuurstofverbruik** door afbraak van stoffen in het water weergeven, uitgedrukt in mg/L. Ze zijn een maat voor de hoeveelheid vervuiling aanwezig in een waterlichaam.

Het **biologisch zuurstofverbruik** - afgekort als **BOD** of BZV - geeft aan hoeveel zuurstof micro-organismen nodig hebben om bij een bepaalde temperatuur (20°C) en over een

bepaald tijdsinterval (5 dagen) al het organische materiaal dat in het water aanwezig is af te breken. Het is een maat voor de biologisch afbreekbare componenten die in water aanwezig zijn en dus ook een maat voor de vervuilingsgraad van het water. Hoe vuiler het water is, hoe meer zuurstof micro-organismen nodig hebben om de vervuiling te verwerken. De VLAREM II-norm voor het BOD/BZV in oppervlaktewateren is standaard 6 mg/L (als 90-percentiel).

Het **chemisch zuurstofverbruik** - afgekort als **COD** of CZV - geeft aan hoeveel zuurstof er verbruikt wordt als de vervuiling in een waterstaal via een chemisch proces wordt afgebroken, in plaats van m.b.v. bacteriën. Het is een maat voor de chemisch afbreekbare componenten die in water aanwezig zijn en dus ook een maat voor de vervuilingsgraad van het water. Bij de chemische afbraak van stoffen wordt wel nog steeds zuurstof verbruikt, meer zelfs dan wanneer bacteriën de afvalstoffen afbreken. Het COD zal dus steeds hoger liggen dan het BOD. De VLAREM II-norm voor het COD/CZV in oppervlaktewateren is standaard 30 mg/L (als 90-percentiel). Het COD meten duurt maximaal enkele uren.

Ook moet de helderheid of troebelheid van de waterkolom (uitgedrukt als secchi-diepte in cm - hogere waarden duiden op helderder water - en zwevende stof in mg/L - hogere waarden duiden op minder helder water) van de waterloop voldoen aan de milieukwaliteitsnormen en vereisten van (potentieel) aanwezige Habitatrichtlijnsoorten (zie Bijlage I en II).

De **helderheid of troebelheid** van de waterkolom wordt in de vorm van 2 parameters gemeten: Het **doorzicht** en de hoeveelheid **zwevende stof**.

Het **doorzicht** van de waterkolom is gelijk aan de **secchi-diepte**. Hierbij wordt een ronde secchi-schijf met contrasterende witte en zwarte vlakken in het water gelaten. De diepte waarop de schijf niet meer te zien is wordt afgelezen op de draad waaraan de schijf in de waterkolom hangt. Dit is de secchi-diepte en dit wordt uitgedrukt in cm of m vanaf het wateroppervlak. Een hogere helderheid is gelijk aan een hogere secchi-diepte.

De hoeveelheid **zwevende stof** of “vaste stoffen in suspensie” zijn zeer kleine organische en anorganische partikels die in de waterkolom aanwezig zijn. Door erosie, afspoeling en opwelling van bodemsediment neemt de hoeveelheid zwevende stof toe. Deze parameter wordt uitgedrukt in mg/L. Bij een lage hoeveelheid zwevende stof zal de waterkolom helderder zijn.

De beoordeling van de chemische waterkwaliteit kijkt naar de aanwezigheid van prioritaire stoffen (PS) die een significant risico omvatten voor het aquatisch milieu. Het gaat in het totaal om 45 stoffen waarvoor maatregelen zijn geformuleerd die gericht zijn op progressieve vermindering van de lozing van deze stoffen. In Bijlage 2C lijst III van VLAREM II wordt een overzicht gegeven van de prioritaire stoffen. Van de 45 PS zijn er 19 aangemerkt als prioritair gevaarlijke stoffen (PGS). Voor de PGS moeten de maatregelen gericht zijn op stopzetting of geleidelijke beëindiging van lozingen, emissies en verliezen.

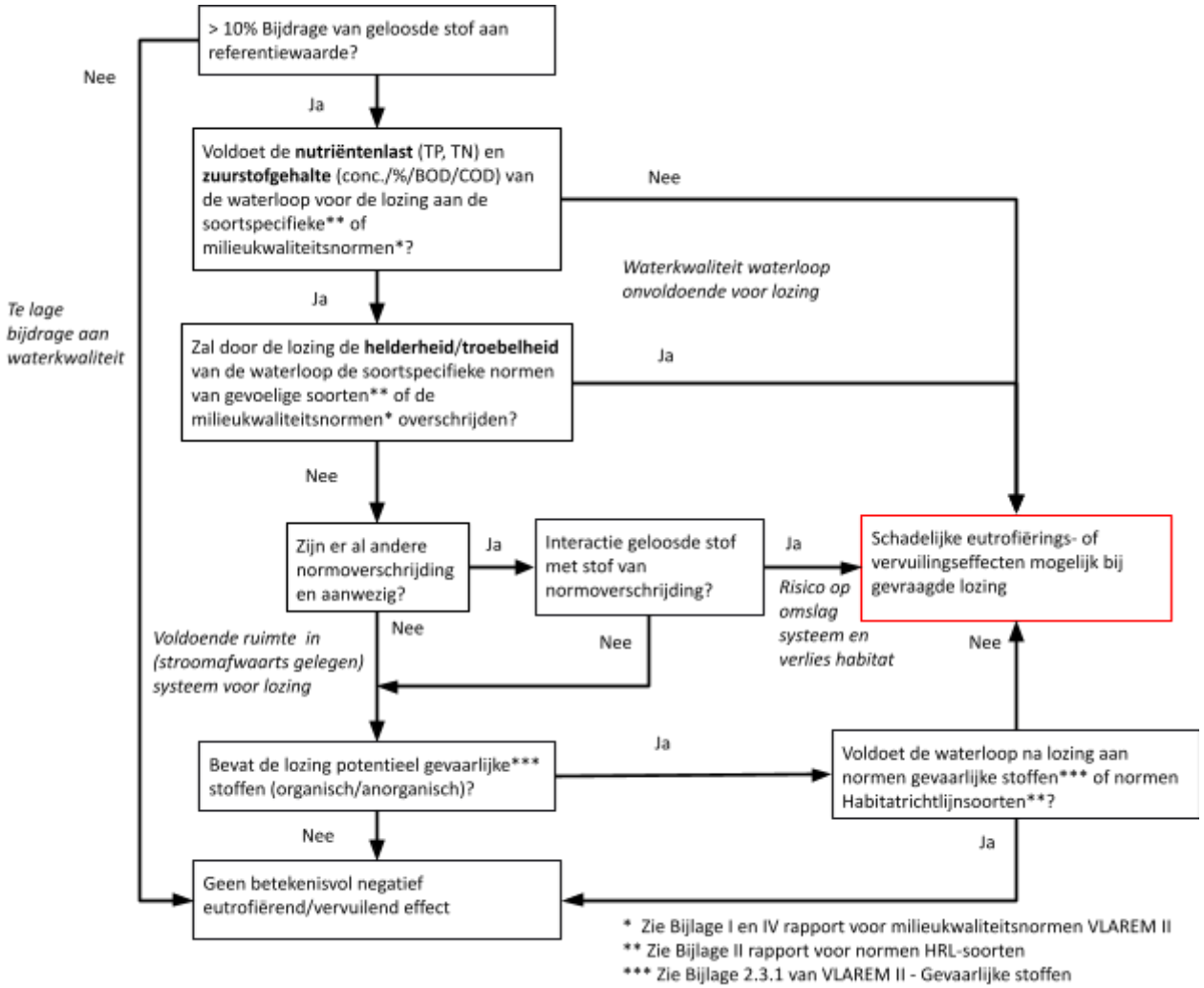
Voor elk stroomgebied is een lijst opgesteld met verontreinigende stoffen (VS) die relevant zijn voor dit gebied. Bijlage 2A van VLAREM II omvat een indicatieve lijst van de belangrijkste verontreinigende stoffen in afvalwater en Bijlage 2C van VLAREM II omvat een algemene lijst van gevaarlijke stoffen voor lozing in aquatisch milieu. Lozingen met prioritair gevaarlijke (organische en anorganische) stoffen moeten de normen volgen die in VLAREM II zijn

opgenomen zodat na lozing de normen niet overschreden worden. De normen voor gevaarlijke organische en anorganische stoffen zijn opgelijst in Bijlage 2.3.1 in VLAREM II. Voor 11 prioritaire stoffen zijn ook milieukwaliteitsnormen vastgelegd voor de concentratie van deze stoffen in weefsels van biota (zie Bijlage IV van dit rapport en Richtlijn 2013/39/EU).

In het geval dat er reeds normoverschrijdingen aanwezig zijn (door organische polluenten, metalen en andere toxische verbindingen zoals ammonium en ammoniak) dan kan het verder onder druk zetten van de waterloop tot een omslag van het systeem (bij eutrofiëring) en degradatie of verlies van waardevolle habitat van soorten (bij eutrofiëring en verontreiniging) leiden. Dit is vooral het geval bij geloosde stoffen die een interactie aangaan met stoffen waarvoor de norm reeds overschreden is. Dit moet worden nagegaan op basis van de best beschikbare huidige kennis rond deze stoffen. Voorbeelden vanuit de literatuur worden aangereikt in Hoofdstuk 11 - Wisselwerkingen stressoren. Indien er een versterkende (toxische interactie) is tussen deze stoffen dan is er een groot risico op schadelijke gevolgen van de lozing op aquatische biota.

Als de lozing potentieel gevaarlijke stoffen bevat (zie Bijlage 2.3.1 van VLAREM II) dan mag de concentratie van deze stoffen in de waterloop de norm van (potentieel) in de waterloop (of stroomaf- of opwaarts) voorkomende Habitatrichtlijnsoorten (zie Bijlage I rapport) of de normen van Bijlage 2.3.1 - Gevaarlijke stoffen van VLAREM II niet overschrijden na lozing. Indien dit wel het geval is zal de lozing de Instandhoudingsdoelstellingen kunnen hypothekeren.

Indien de waterloop geen ruimte biedt voor lozingen die de waterkwaliteit kunnen aantasten of er mogelijks schadelijke concentraties aan gevaarlijke stoffen geloosd worden in de waterloop, dan is er een reëel risico op een negatieve impact op het aquatisch milieu. Op deze manier komt de realisatie van de Instandhoudingsdoelstellingen voor Europees beschermde soorten van deze milieus in het gedrang.



Figuur B: Beslissingsboom eutrofiëring en verontreiniging

7.3 Vissen en kaakloze vissen

Impact eutrofiëring op (kaakloze) vissen

Veel vissen en kaakloze vissen (prikken) stellen hoge eisen aan de waterkwaliteit van hun habitat. Door eutrofiëring daalt het zuurstofgehalte in het water en stijgt de troebelheid van de waterkolom (en neemt de helderheid af). Het vrijkomen van toxische stikstofverbindingen is ook nefast voor populaties van vissoorten in waterlopen. Fauna (zowel macro-invertebraten als vissen) is in de regel gevoeliger voor lage zuurstofgehaltes dan flora (Schneiders *et al.*, 2009). Rheofiele soorten (soorten van snelstromende wateren) zoals beekprik en rivierdonderpad stellen hoge eisen aan de zuurstofhuishouding van waterlopen (Van Looy *et al.*, 2008). Waterlopen met lage zuurstofgehaltes - door bv. een verhoogde nutriëntenlast - kunnen zo een migratiebarrière vormen voor trekvissen. Vissen en kaakloze vissen worden doorgaans niet rechtstreeks geraakt door een verhoogde nutriëntenlast, maar door indirecte gevolgen zoals vertroebeling van het water en zuurstoftekorten. Hierdoor kan het habitat van vissoorten verdwijnen. Stikstofverbindingen zoals ammoniak en ammonium gevormd bij eutrofiëring zijn toxisch voor vissen (Randall & Tsui, 2002). Verhoogde troebelheid door eutrofiëring

(algenbloei) of verhoogde afvoer van sedimentatie kan de levensvatbaarheid van visseneitjes verlagen.

7.3.1 Europese paling - *Anguilla anguilla*

De Europese paling lijkt op het eerste gezicht als een relatief tolerante soort naar waterkwaliteit toe aangezien hij in vrijwel ieder water voorkomt (Lelek, 1980; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Hij vertoont een lage gevoeligheid voor veranderingen in waterkwaliteit (Schneiders *et al.*, 2009) en is een laag tot matig gevoelige soort naar milieuverstoringen toe (Breine *et al.*, 2001; Schneiders *et al.*, 2009). De Europese paling vermijdt helder water en is een lichtschuwe soort (Müller, 1975; Tesch, 1999). In helder water zal hij minder tijd hebben om te foerageren (Baras *et al.*, 1998; Klein Breteler & van Emmerik, 2005).

Europese palingen (vooral oudere dieren) zijn in staat om zuurstofarm of zelfs zuurstofloos water gedurende een tijd te verdragen. Dit dankzij de reservelucht in de zwemblaas. Ondanks dit feit is de Europese paling toch gevoelig voor lage zuurstofconcentraties. Bij strenge vorst met ijsvorming zal de Europese paling al snel grote sterfte vertonen als gevolg van lage zuurstofconcentraties. Een zuurstofconcentratie van 2.5 mg/L (bij 21 °C) vormt daarom de absolute ondergrens, lagere concentraties worden niet verdragen (Tesch, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Een zuurstofgehalte van minimaal 5 mg/L wordt echter aangeraden (Tesch, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Onder dreiging van anoxia zal de Europese paling actiever worden op zoek naar een meer geschikt habitat. Hierdoor stijgt het energieverbruik, met uitputting als mogelijk gevolg (Klein Breteler & van Emmerik, 2005). De Europese paling verkiest een modderige of zandige bodem/oever waarin hij zich kan ingraven (Müller, 1975; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Hoge niveaus van organische sedimentatie zouden dus geen probleem mogen vormen. De hoeveelheid bodembedekkende vegetatie mag niet te hoog zijn (idealiter tussen 20-80%); een dichtere bedekking maakt het foerageren moeilijker (Klein Breteler & van Emmerik, 2005). De milieukwaliteitsnormen voor nutriëntenlast volstaan voor deze soort.

7.3.2 Fint - *Alosa fallax*

Door watervervuiling is de fint in Europa sterk achteruitgegaan of verdwenen in de periode van 1900 tot 1970 (de Groot, 1992; de Laak, 2009). De fint is een gevoelige soort naar milieuverstoringen toe (Breine *et al.*, 2001; Schneiders *et al.*, 2009). Finten vermijden water met lage zuurstofgehaltes. Voorkeur gaat uit naar wateren met minimum 5 mg/L opgeloste zuurstof (Möller & Scholz, 1991; Maes *et al.*, 2008; Stevens *et al.*, 2011). In Vlaanderen geldt voor rivieren een minimumgehalte aan opgeloste zuurstof van 6 mg/L (VLAREM II). Zones met lage zuurstofconcentraties kunnen een barrière vormen voor trekvissen zoals migrerende finten. Daarom wordt een minimale zuurstofconcentratie van 7 mg/L aangeraden (Möller & Scholz, 1991; Maes *et al.*, 2008; Van Looy *et al.*, 2008). Hypoxische omstandigheden in het Schelde-estuarium waren dan ook een belangrijke reden voor de achteruitgang van fint in de Schelde (Stevens *et al.*, 2009, 2011). De fint zou op basis van voorkomen van de nauw verwante Amerikaanse elft (*Alosa sapidissima*) een brede range aan zuurtegraad in zijn habitat verdragen. Een pH van minimaal 6 tot maximaal 9.9 wordt aangeraden als bereik (Bilkovic *et al.*, 2002; Stevens *et al.*, 2011). Met betrekking tot turbiditeit van de waterkolom zijn gehaltes aan zwevende stof van 50 mg/L nog optimaal voor overleving van larven, maar vanaf 100 mg/L komt hun overleving in het gedrang (Auld & Schubel, 1978; Wilber & Clarke, 2001; Stevens *et al.*, 2011). Bij te lage turbiditeit is er dan weer een verhoogde predatie op juveniele finten (Aprahamian, 1988). Fint vereist een zandig bodemsubstraat en bij voorkeur grindbeddingen of stenige beddingen (Adriaens *et al.*, 2008). Een verbetering van de waterkwaliteit (om de

huidige migratiebarrières op te heffen) volstaat niet voor de terugkeer van de fint. Zolang er geen voldoende geschikte paaigronden beschikbaar zijn zal er zich geen stabiele populatie ontwikkelen (Maes, 2001).

7.3.3 Kleine modderkruiper - *Cobitis taenia*

De kleine modderkruiper verkiest heldere waterlopen en is gevoelig voor veranderingen in waterkwaliteit (Schneiders *et al.*, 2009). Een zekere bedekking met onderwatervegetatie is aangeraden (Steinmann *et al.*, 2006c; Van Thuyne *et al.*, 2020). Het substraat mag een modderpakket zijn, maar er moet ook zandig/stenig substraat voorhanden zijn als paaihabitat (Van Thuyne *et al.*, 2020). Vertroebeling van de waterkolom als gevolg van eutrofiëring is dus nefast voor de populaties. De kleine modderkruiper kan gebruik maken van darmademhaling als extra bron van zuurstof. Dit is echter onvoldoende om bij vervuiling te compenseren voor een dalende zuurstofconcentratie van het water (Sterba & Mohr, 1958; Bruylants *et al.*, 1989), zelfs niet tijdelijk (Vlaamse Overheid, 2017). De kleine modderkruiper is dus een soort die erg gevoelig is voor de effecten van eutrofiëring in waterlopen. Industriële lozingen en overstorten hebben nefaste gevolgen voor deze soort gehad (Bruylants *et al.*, 1989; Seeuws *et al.*, 1999). Deze activiteiten leiden - ook al is het maar erg tijdelijk - tot een plotse achteruitgang van de waterkwaliteit stroomafwaarts van de lozing. Hierdoor wordt het effect van goede waterkwaliteit op korte termijn tenietgedaan (Seeuws *et al.*, 1999). Zware organische belasting dient om deze reden afwezig te zijn (Van Looy *et al.*, 2008; Vlaamse Overheid, 2017). Voor een gunstige staat van instandhouding van deze soort dient de waterkwaliteit en habitatkwaliteit verbeterd te worden. Dit voornamelijk door inperken van organische verontreiniging en verzuring van waterlopen (Vlaamse Overheid, 2017).

7.3.4 Grote modderkruiper - *Misgurnus fossilis*

De grote modderkruiper komt voor in zowel traag stromend als stilstaand ondiep en plantenrijk water met een goede waterkwaliteit, een dikke modderlaag en veel plantenresten (Van Thuyne *et al.*, 2020). Hij is in staat om in vrijwel zuurstofloos water te leven (Sterba & Mohr, 1958; van Beek, 2003; Schneiders *et al.*, 2009) dankzij de huidademhaling die wordt toegepast wanneer hij in de modder is ingegraven (van Beek, 2003). Bij zeer lage zuurstofconcentraties komt de grote modderkruiper geregeld aan het oppervlak om adem te halen om dan via darmademhaling zuurstof op te nemen in het bloed (Werner, 1937; Käfel, 1993; van Beek, 2003). Opgeloste zuurstof is idealiter hoger dan 2 mg/L (Möller & Scholz, 1991; Van Liefferinge & Meire, 2003; Schneiders *et al.*, 2009). Zuurstofloosheid van het water zal tijdens de ei- en ontwikkelingsfase niet verdragen worden (van Beek, 2003). Door zijn ingegraven, benthische levensstijl (Lelek, 1980; Gaumert, 1986), ontwikkelde tast- en smaakzintuigen en actieve periode tijdens de ochtend- en avondschemering (Bohl, 1993) heeft de grote modderkruiper geen nood aan water met een goede helderheid. De grote modderkruiper vertoont een voorkeur voor voedselrijk water (Sterba & Mohr, 1958; Gaumert, 1986). Doorzicht hoeft niet groot te zijn (van Beek, 2003). van Beek (2003) vermeldt dat doorzicht voldoende moet zijn opdat submerse vegetatie kan ontwikkelen. Vlakdekkende ondergedoken vegetatie is minimaal fragmentair aanwezig en idealiter overal aanwezig (Schouten, 1992; Meyer & Hinrichs, 2000; Van Thuyne *et al.*, 2020).

De grote modderkruiper is een matig gevoelige soort naar milieuverstoringen toe (Breine *et al.*, 2001; Schneiders *et al.*, 2009). Ondanks het feit dat de grote modderkruiper in aanzienlijk belast water kan voorkomen (Gaumert, 1981) is vervuiling één van de belangrijkste redenen voor de negatieve trend van populaties. Zowel lozingen van eutrofiërende (anorganische nutriënten) stoffen als vervuiling door zware metalen, PCB's en bestrijdingsmiddelen zijn

hiervoor verantwoordelijk (Schouten, 1992; van Beek, 2003; Schneiders *et al.*, 2009). Een dominantie van cyanobacteriën kan buiten de waterkwaliteit (Van Wichelen *et al.*, 2006, 2014) ook de levensvatbaarheid van larven van de grote modderkruiper bedreigen (Palíková *et al.*, 2007). De grote modderkruiper is geen mobiele soort en zal zich niet ver verplaatsen om meer geschikt habitat op te zoeken. Geschikt nabijgelegen habitat dient minder dan 300 meter (voor voldoende geschikte habitatkwaliteit) of minder dan 100 meter (voor goede habitatkwaliteit) ver te liggen (Meyer & Hinrichs, 2000). Hierdoor is de grote modderkruiper extra kwetsbaar voor habitat-degradatie.

7.3.5 Rivierdonderpad - *Cottus perifretum*

Typische bodemvis van ondiepe zuurstofrijke snelstromende beken (Van Thuyne *et al.*, 2020). De soort is erg gevoelig voor aantasting van de structuurkwaliteit van zijn leefgebied; stenen en takken in het water mogen niet onder een laag slib komen te liggen aangezien dit hun schuil- en paaiplekken doet verdwijnen. Ondergedoken vegetatie dient aanwezig te zijn, ofwel ruim voorhanden, of minimaal slechts in delen van de waterloop (Smyly, 1957; Tomlinson & Perrow, 2003; Steinmann *et al.*, 2006a; Van Thuyne *et al.*, 2020). Inspoeling van sediment door erosie en afspoeling van akkers moet in dit opzicht ook vermeden worden (Steinmann *et al.*, 2006b; Van Thuyne *et al.*, 2020; Vlaamse Overheid, 2017). De rivierdonderpad is gevoelig voor veranderingen in waterkwaliteit (Schneiders *et al.*, 2009) en milieuverstoringen (Breine *et al.*, 2001; Schneiders *et al.*, 2009), mede door zijn korte levensverwachting (Vlaamse Overheid, 2017). Door zijn relatief beperkte mobiliteit (Morris, 1954; Mann, 1971; Waterstraat, 1992; van Beek, 2003) en sterk “homing”-gedrag (Smyly, 1957; van Beek, 2003) kan hij moeilijk aan suboptimale omstandigheden ontsnappen op zoek naar meer geschikt habitat, wat populaties rivierdonderpad extra kwetsbaar maken bij activiteiten die de water- en habitatkwaliteit verminderen. De rivierdonderpad is een soort van snelstromende wateren en vereist goede zuurstofgehaltes (> 8 mg/L) (Tomlinson & Perrow, 2003; Schneiders *et al.*, 2009; Van Thuyne *et al.*, 2020). De eieren hebben zuurstofrijk water nodig (ze dienen bewaaierd te worden door het mannetje) om tot ontwikkeling te kunnen komen (Van Ommen, 1971; van Beek, 2003) en zijn dus gevoelig voor een daling van het zuurstofgehalte (Vlaamse Overheid, 2017). Watervervuiling was in het verleden vaak de hoofdoorzaak van de achteruitgang of zelfs plaatselijk uitsterven van de rivierdonderpad (Higler & Repko, 1981; de Nie, 1996; Peters, 2005). De huidige waterkwaliteit in Nederland is geen beperking voor deze soort (Peters, 2005), in België dient de waterkwaliteit nog te verbeteren om duurzame populaties van rivierdonderpad te huisvesten (Vlaamse Overheid, 2017). Lage zuurstofgehaltes, sterke (blauw)algenbloei en lozingen van toxische stoffen in grote wateren hebben een negatief effect gehad op rivierdonderpad-populaties in Nederland (Peters, 2005). Voor een gunstige staat van instandhouding van deze soort dient de waterkwaliteit en habitatkwaliteit verbeterd te worden. Het biologisch zuurstofverbruik moet laag zijn (maximaal 2 mg/L) en organische belasting dient afwezig te zijn (Seeuws *et al.*, 1999; Tomlinson & Perrow, 2003; Van Looy *et al.*, 2008).

7.3.6 Rivierprik - *Lampetra fluviatilis*

De rivierprik is een gevoelige soort naar milieuverstoringen toe (Breine *et al.*, 2001; Schneiders *et al.*, 2009). De nauw gerelateerde beekprik (met deels overlappende habitat) is erg gevoelig voor waterkwaliteit (Schneiders *et al.*, 2009). Larven leven ingegraven in slibbanken. Volwassen dieren paaien in grofzandige tot kiezelachtige riviersedimenten (Adriaens *et al.*, 2008). Dit is een belangrijke vereiste voor het leefgebied van alle prikken (rivierprik, beekprik en zeeprik). Input van nutriënten en sedimentatie van fijn materiaal dient afwezig te zijn (voor een goede habitatkwaliteit) of gering, zonder zichtbare uitwerking (voor een voldoende habitatkwaliteit;

Maitland, 2003; Adriaens et al., 2008). De rivierprik vereist een goede waterkwaliteit (BBI>7 voor een voldoende habitatkwaliteit; Adriaens et al., 2008) met een relatief hoge zuurstofconcentratie (Crombaghs *et al.*, 2000; Van Looy *et al.*, 2008). Voorkomen van de rivierprik in rivieren van Groot-Brittannië wordt gekenmerkt door helder water van een goede kwaliteit, oligotrofe (nutriëntarme) condities, met afwisselende delen grind, silt en zand als paai- en opgroei-habitat (JNCC, 2024a). In de zomerperiode kan organische vervuiling door bv. veeteelt (met algenbloei die zuurstofverbruik sterk doen toenemen) in combinatie met lage waterstanden zorgen voor zuurstofgebrek in waterlopen voor priklarven. Gebieden met dergelijk intensief landgebruik zijn geen geschikt leefgebied voor rivierpriklarven (Malmqvist, 1980). Een zuurstofgehalte van minimaal 8 mg/L wordt aangeraden (Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996; Van Looy *et al.*, 2008). Beekprik en rivierprik vertonen een gedeeltelijke overlap in hun habitat. Daarom wordt zowel voor de rivierprik als de beekprik een biologisch zuurstofverbruik van maximaal 4.3 mg/L aangeraden (Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1999; Van Looy *et al.*, 2008; Vlaamse Overheid, 2017). De rivierprik zou - net als de beekprik - een laag chemisch zuurstofverbruik vereisen (Vlaamse Overheid, 2017).

7.3.7 Beekprik - *Lampetra planeri*

De beekprik is een erg gevoelige vissoort, zowel voor waterkwaliteit (Schneiders *et al.*, 2009) als voor milieuverstoringen (Breine *et al.*, 2001; Schneiders *et al.*, 2009). Ontoereikende waterkwaliteit verhindert kolonisatie van beken door de beekprik. Langs het leefgebied van beekprik mag geen aangrenzend intensief landgebruik plaatsvinden (Bohl, 1995). De beekprik komt voor in snelstromende bovenlopen en middenlopen van rivieren met een goede zuurstofhuishouding. Paaihabitat van adulte beekprikken bestaat uit grof substraat (grof zand of kiezels) (Van Thuyne *et al.*, 2020). Om tot een goede staat van instandhouding te komen dienen lage zuurstofgehaltes absoluut vermeden te worden (steeds boven 8 mg/L) en dit door het aanpakken van puntbronnen zoals overstorten (Vlaamse Overheid, 2017). Voor een gunstige staat van instandhouding van deze soort dient de waterkwaliteit en habitatkwaliteit verbeterd te worden (Vlaamse Overheid, 2017). Larven leven ingegraven in slibrijke, fijnzandige bodems. Stabiele, gezonde populaties van beekprik in Groot-Brittannië (vb. langs de rivier Avon en Derwent) worden gekenmerkt door een goede waterkwaliteit, nutriëntarme (oligotrofe) condities, alsook de afwisseling van grove substraten als paaihabitat en slibbanken als opgroei-habitat (JNCC, 2024b). Uitwisseling tussen populaties of herkolonisatie wordt verhinderd door slechte waterkwaliteit van midden- of benedenlopen. Een zuurstofgehalte van minimaal 8 mg/L wordt aangeraden (Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996; Van Looy *et al.*, 2008). Beekprik en rivierprik vertonen een gedeeltelijke overlap in hun habitat. Daarom wordt zowel voor de beekprik als de rivierprik een biologisch zuurstofverbruik van maximaal 4.3 mg/L aangeraden (Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1999; Van Looy *et al.*, 2008; Vlaamse Overheid, 2017). De beekprik vereist een laag chemisch zuurstofverbruik (Vlaamse Overheid, 2017).

7.3.8 Zeeprik - *Petromyzon marinus*

Adulte zeeprikken vereisen snelstromend water met een goede zuurstofhuishouding van minimaal 8 mg/L (Crombaghs *et al.*, 2000; Van Looy *et al.*, 2008) met een bodemsubstraat van rotsen, grind of zand (Applegate, 1950; Hardisty & Potter, 1971; Hansen *et al.*, 2016). Het voorkomen van de zeeprik in rivieren en estuaria van Groot-Brittannië wordt gekenmerkt door een goede waterkwaliteit en nutriëntarme (oligotrofe) condities (JNCC, 2024c). Afzettingen van organisch sediment door verhoogde concentraties nutriënten in het watersysteem zijn dus niet bevorderlijk voor de volgroeide zeeprikken. Zand en zachte silt-afzettingen in traag-stromende rivierdelen worden dan weer geprefereerd als larvale habitat. Een afwisselend grof en fijn

substraat doorheen de waterloop is dus ideaal om voldoende paaihabitat voor volwassen zeeprikken en opgroei-habitat voor larven te bieden.

7.3.9 Bittervoorn - *Rhodeus amarus*

Soort van oeverzones van traagstromende beken en rivieren met een goede tot vrij goede waterkwaliteit (Lommaert *et al.*, 2020). Bittervoorn is een plantenminnende soort en verkiest water met een gevarieerde plantengroei en plantenrijke oevers als beschutting en foerageergebied (Gaumert, 1981; Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983; de Lange & van Emmerik, 2006; Adriaens *et al.*, 2008). Hierdoor is bittervoorn gevoelig voor degradatie van zijn habitat door eutrofiëring/vermesting (de Lange & van Emmerik, 2006). Door eutrofiëringsprocessen zijn de voorbije decennia veel oppervlaktewateren vertroebelt waardoor ondergedoken waterplanten verdwenen. Het verspreidingsgebied is in deze periode waarschijnlijk met 1/4de verminderd (de Nie, 1998). De bittervoorn is een relatief tolerante soort naar verontreiniging toe (Breine *et al.*, 2001; Schneiders *et al.*, 2009). Afwezigheid van of slechts beperkte organische belasting (< 0.5 mg/L fosfaat) zonder aanhoudende zuurstoftekorten is vereist voor het voorkomen van de bittervoorn (De Vlieger & Dufraing, 1995; Reynolds & Guillaume, 1998; Van Looy *et al.*, 2008). Troebelheid van de waterkolom mag niet te groot zijn (de helderheid moet voldoende zijn): Aanbevolen doorzicht (secchi-diepte) van de waterkolom is > 50 cm voor bittervoorn (Wohlgemuth, 1981).

De bittervoorn is afhankelijk van zoetwatermosselen (familie Unionidae; vooral *Unio* en *Anodonta sp.*) voor zijn voortplanting. Omstandigheden waarin de zoetwatermosselen bedreigd worden zijn dus ook nefast voor populaties bittervoorn (de Lange & van Emmerik, 2006; Pollux *et al.*, 2012). Bodems met een dikke modderlaag met anaerobe condities zijn ongunstig (Philippart & Vranken, 1983; Lelek, 1987; Steinmann *et al.*, 2006b; Lommaert *et al.*, 2020), alsook bodems met harde klei of zeer zacht slib (Haukioja & Hakala, 1974). Deze condities zijn minder gunstig voor de zoetwatermosselen (de Lange & van Emmerik, 2006). Input van nutriënten via run-off van landbouwpercelen (Lopes-Lima *et al.*, 2017) alsook verzuring (de Lange & van Emmerik, 2006) zijn grote bedreigingen voor Europese zoetwatermosselen. Mosselen zoals *Unio crassus* vereisen voldoende zuurstofconcentraties en komen daarom niet voor in stilstaande wateren (Douda, 2007). Zuurstoftekorten in de waterkolom te wijten aan eutrofiëring zorgen voor hypoxische stress bij Unionidae, met gevolgen voor het reproductieve succes (Aldridge & McIvor, 2003; Lopes-Lima *et al.*, 2017). Zuurstofgehaltes moeten daarom voldoende zijn, 8 mg/L wordt aangeraden als minimum (De Vlieger & Dufraing, 1995; Mills & Reynolds, 2004; Lommaert *et al.*, 2020). De bittervoorn is zeer gevoelig voor (industriële) vervuiling (de Lange & van Emmerik, 2006). Concentraties van toxische stoffen zoals ammoniak (die ontstaan door o.a. eutrofiëringsprocessen) zijn hoger in sediment dan in de waterkolom, waardoor zoetwatermosselen een verhoogde blootstelling aan deze stoffen vertonen (Frazier *et al.*, 1996). Nitraat is nefast voor grote bivalven zoals zoetwatermosselen bij hogere concentraties (Bauer, 1988; Hochwald, 1997; Douda, 2007).

Indien de water- en habitatkwaliteit niet hersteld is tot op het niveau dat er zoetwatermosselen terugkeren zullen ook de populaties bittervoorn geen herstel vertonen. Dit wordt geïllustreerd door recent herstel van waterkwaliteit van uiterwaardplassen langs de Maas (met verschuiving van troebel vegetatieloos water naar helder water met een dichte onderwatervegetatie) samen met de kolonisatie door zoetwatermosselen. Dit herstel valt samen met de succesvolle kolonisatie van de bittervoorn van deze plassen (Pollux *et al.*, 2012).

7.3.10 Atlantische zalm - *Salmo salar*

Jonge zalmen ontwikkelen zich in bovenlopen van grote rivieren met zuurstofrijk, helder water van uitstekende kwaliteit (Van Thuyne *et al.*, 2020). Het leefgebied van de Atlantische zalm bestaat uit snelstromend water met vlakke zand- of grindstroken, afgewisseld met diepere kuilen met fijn sediment als substraat met rustig water (Hendry & Cragg-Hine, 2003; Steinmann *et al.*, 2006b; Lommaert *et al.*, 2020). De Atlantische zalm vereist snelstromend water met een goede zuurstofbeschikbaarheid (idealiter 8 mg/L of meer) (Cowx & Fraser, 2003; Hendry & Cragg-Hine, 2003; Adriaens *et al.*, 2008). Vooral jonge zalmen zijn gevoelig voor zuurstofgebrek en waterverontreiniging. Een biologisch zuurstofverbruik van maximaal 3 mg/L is vereist voor viswater met zalmachtigen (zie VLAREM II). Een verhoogde afzetting van organisch materiaal door eutrofiëring van waterlopen leidt tot verslibbing van grindbodems en het verlies aan paaihabitat van de zalm (de Laak, 2007). Een dalende zuurtegraad (verzuring) is schadelijk; een pH tussen de 6 en 9 wordt aangeraden (Cowx & Fraser, 2003; Hendry & Cragg-Hine, 2003; de Laak, 2007). Verschillende standplaatsen van Atlantische zalm in Groot-Brittannië staan onder druk door verzuring van het rivierwater (JNCC, 2024d). In sommige regio's worden rivieren bekalkt om verzuring tegen te gaan en herstel van zalmpopulaties toe te laten (de Laak, 2007). Een zeer goed doorzicht is aangeraden; vanaf 1 meter (secchi-diepte) is het doorzicht voldoende, maar 3 meter doorzicht is optimaal (Quak, 1993; de Laak, 2007). Aanwezigheid van vegetatie is niet vereist (Quak, 1993; de Laak, 2007), maar is wel bevorderlijk voor populaties zalmen als schuilplaats voor de vissen en hun ongewervelde prooien (Hendry & Cragg-Hine, 2003).

7.3.11 Conclusies effect eutrofiëring op (kaakloze) vissen

Soorten van bovenlopen met snelstromend water zoals de beekprik (en deels rivierprik), kleine modderkruiper en rivierdonderpad stellen strenge eisen aan hun habitatkwaliteit en verdragen geen activiteiten die de waterkwaliteit doen afnemen. De Atlantische zalm vereist eveneens een zeer goede waterkwaliteit. De beek-, rivier- en zeeprik profiteren van een afwisseling tussen zandige tot grofkiezelige substraten als paaigronden (voor adulte prikken) en slibrijke tot fijnzandige subtraten als larvenhabitat. Organische afzettingen moeten dus beperkt zijn opdat paaigronden niet verdwijnen. Een goede waterkwaliteit met een goede zuurstofhuishouding en helder water (vooral in het stroomopwaartse deel van het verspreidingsgebied) is cruciaal voor stabiele populaties beek-, rivier- en zeeprikken. Door de nauwe relatie met de bedreigde grote zoetwatermosselen stelt de bittervoorn relatief hoge eisen aan de water- en habitatkwaliteit. De grote modderkruiper is meer tolerant naar waterkwaliteit toe maar kan door zijn beperkte mobiliteit in geval van eutrofiëring moeilijk beter geschikt habitat opzoeken. Ook de rivierdonderpad is een weinig mobiele soort en zal hierdoor meer geraakt worden door een achteruitgang van de waterkwaliteit. De fint is minder veeleisend maar kende toch een achteruitgang door historisch slechte waterkwaliteit. De Europese paling kent weinig problemen met een matige waterkwaliteit. Voor verschillende vissoorten - kleine en grote modderkruiper, rivierdonderpad en bittervoorn - is ook minstens de aanwezigheid van ondergedoken vegetatie vereist voor een geschikt leefgebied.

7.4 Libellen

Impact eutrofiëring op libellen

Eutrofiëring/vermesting is een belangrijke bedreiging voor aquatische ecosystemen en hun soortendiversiteit. Libellenlarven zijn belangrijke predatoren van invertebraten in waterlopen en hebben baat bij een goede waterkwaliteit. Eutrofiëring van oppervlaktewater zorgt voor een

sterke afname van abundanties van zoöplankton; een belangrijke voedselbron voor libellenlarven en voor een verhoogde slibafzetting op de waterbodem, waarin de larven leven. Door hun afhankelijkheid van een goede waterkwaliteit kunnen libellen dienst doen als bioindicatoren voor de toestand van aquatische ecosystemen (Vilenica *et al.*, 2020).

7.4.1 Rivierrombout - *Stylurus flavipes*

De rivierrombout komt voor in beneden- en middenlopen van brede rivieren met grofkorrelige zand- of grindstranden, alsook kleine rivieren en grote beken (Suhling & Müller, 1996; Kalkman *et al.*, 2003; De Knijf & Adriaens, 2020). Een matig tot goede waterkwaliteit (BBI 5-8) of een goede ecologische toestand (volgens de Kaderrichtlijn Water) wordt aangeraden als indicator voor een gunstige habitatkwaliteit voor de rivierrombout (De Knijf & Adriaens, 2008, 2020). Ongunstige waterkwaliteit en onvoldoende kwaliteit van het leefgebied (structuurdiversiteit) zijn belangrijke redenen voor de achteruitgang van de rivierrombout. Modderafzetting hoort beperkt tot afwezig te zijn; de larven leven vooral in zandbodems (Müller, 1995; Suhling & Müller, 1996; Suhling *et al.*, 2006; De Knijf & Adriaens, 2020). Vergeleken met andere romboutsoorten heeft de rivierrombout minder een voorkeur voor dood organisch materiaal op het substraat (Galletti & Ravizza, 1977; Suhling & Müller, 1996; Sternberg & Buchwald, 2000; De Knijf & Adriaens, 2020). Een verhoogde afzetting van organisch materiaal door eutrofiëring is hierdoor niet gewenst. Aanwezigheid van vegetatie is niet vereist voor deze soort en blijft best zeer beperkt; larven sluipen uit op zand- en grindstranden (De Knijf & Adriaens, 2008). De rivierrombout is ook in staat om op niet natuurlijke oevers, zoals betonnen oeververstevigingen van het Albertkanaal talrijk uit te sluipen (De Knijf *et al.*, 2014). De verbeterde waterkwaliteit en natuurontwikkelingsprojecten langs de Grote Europese Rivieren droegen bij aan het herstel van de populaties van de rivierrombout in grote delen van Europa (Krekels & Kalkman, 2002).

7.4.2 Gaffellibel - *Ophiogomphus cecilia*

De gaffellibel komt voor aan brede beken en rivieren, die gekenmerkt worden door een goede stroomsnelheid en een vrij natuurlijk meanderend verloop (Boudot & Kalkman, 2015). De oever van de waterloop is minstens gedeeltelijk beschaduwd. Het omringende landschap bestaat uit een afwissseling van delen minstens gedeeltelijk bos of brede bosrijke oeverzones en delen met eerder extensief gebruikte graslanden, waar minstens plaatselijk de oever niet begroeid is, bv. door drinken van vee in de waterloop. Deze soort verkiest een kleinschalige mozaïek van zandig substraat, leem en grind. De waterloop is grotendeels vrij van waterplanten. De larven leven ingegraven in de bodem maar vermijden modderige bodems (Krekels & Kalkman, 2002). Onder andere door verlies van zijn habitat - natuurlijke stromende waterlopen met een goede structuur en goede waterkwaliteit - is de soort in Europa historisch achteruitgegaan (Kalkman et al., 2018). Een verhoogde afzetting van organisch materiaal door eutrofiëring is nefast voor de soort. Plaatselijk komen er kleine vlekken onbegroeide oevers voor, vaak bestaande uit zand- of grindafzettingen (Theuerkauf & Rouys, 2001). De soort verkiest helder water, maar ook in minder heldere rivieren wordt hij aangetroffen (Krekels & Kalkman, 2002). Uitsluipen gebeurt zowel op de niet begroeide oever, op de kruidachtige oevervegetatie als op bladeren en takken van bomen en struiken langs de oever (Suhling & Müller, 1996; Krekels & Kalkman, 2002). In zijn voorkomen in Nederland langs de Swalm is de waterkwaliteit vrij goed (Crombaghs *et al.*, 2000; van Schaik & Geraeds, 2007). De toename in de periode 1995-2010 van de gaffellibel in verschillende Duitse deelstaten wordt toegeschreven aan een verbetering van de waterkwaliteit (Schiel & Hunger, 2006; van Schaik & Geraeds, 2007). Ook in Nederland is dit het geval (Krekels & Kalkman, 2002).

7.4.3 Conclusies effect eutrofiëring op libellen

Een goede waterkwaliteit wordt aangeraden maar beide soorten verdragen een lichte vuilvracht, maar dan zijn de populatieaantallen wel aan de lagere kant. Allebei verkiezen ze minstens deels een zanderige bodem zonder of met beperkte organische afzettingen, waarin de larven vertoeven. De aanwezigheid van waterplanten - zowel ondergedoken als drijvend - blijft best beperkt en in geen geval mogen ze de waterloop bedekken. Een beperkte mate van nutriënteninput wordt dus getolereerd zolang delen van het substraat vrij blijven van slib en organisch materiaal.

7.5 Mollusken

Impact eutrofiëring op mollusken

Bij verzuring door vermesting/eutrofiëring van oppervlaktewater daalt de biobeschikbaarheid van calciumverbindingen. Mollusken zijn sterk afhankelijk van een kalkrijke omgeving en dus zeer gevoelig aan verzuring. De aanvoer van belangrijke mineralen zoals kalk kan via kwel of aanvoer van oppervlaktewater gebeuren. Voedselrijke condities worden getolereerd maar (onderwater)vegetatie moet steeds aanwezig zijn voor het voorkomen van zoetwatermollusken.

7.5.1 Platte schijfhoren - *Anisus vorticulus*

De platte schijfhoren komt voor in matig tot voedselrijk water met een rijke ondergedoken vegetatie (Terrier *et al.*, 2006; Glöer & Groh, 2007; Packet, 2020). De slak leeft in de vegetatie en voedt zich met algen of plantaardig materiaal. De voorkeur gaat uit naar een balans tussen ondergedoken en drijvende waterplanten, zonder dominantie van 1 van de 2 types (Gmelig Meyling *et al.*, 2007; Packet, 2020). Een heldere waterkolom met goed bodemdoorzicht is vereist (Terrier *et al.*, 2006; Gmelig Meyling *et al.*, 2007; Packet, 2020). Een sterke aanwezigheid van waterplanten is dus zeer belangrijk, wat deze soort erg kwetsbaar maakt voor de effecten van eutrofiëring (alsook de uitzet van de brasem en karpersoorten) wat de onderwatervegetatie sterk doen afnemen en zo het leefgebied van de platte schijfhoren vernietigd. Overdadige eutrofiëring door een influx van meststoffen in oppervlaktewater is nefast voor de platte schijfhoren (Glöer & Groh, 2007). Fytoplankton - dat het water troebel maakt - en drijvende waterplanten zoals kroos - die een verstikkende laag op het wateroppervlak vormen - mogen niet domineren in het systeem opdat het doorzicht voldoende blijft voor ondergedoken waterplanten. De influx van gebiedsvreemd water met hoge concentraties aan ionen kan populaties van de platte schijfhoren doen afnemen of zelfs verdwijnen door vorming van stoffen als sulfiden en ammonium (Boesveld, 2010). Stikstofgehaltes van maximaal 1 mg N/L en fosfaatgehaltes van maximaal 0.1 mg P/L worden aangeraden om een omslag naar een eutrofe en troebele toestand te vermijden (Boesveld *et al.*, 2011). Een neutrale pH is aangeraden voor deze soort (Terrier *et al.*, 2006; Vercoutere, 2008a). Verzuring van het water is nefast voor deze soort (en mollusken in het algemeen). De belangrijkste bedreigingen (eutrofiëring, slibruimingen en verzuring) kunnen cumulatief optreden in aanwezigheid van intensieve landbouw in valleigebieden waar de platte schijfhoren voorkomt.

7.5.2 Zeggekorfslak - *Vertigo moulinsiana*

De zeggekorfslak is kenmerkend voor een relatief voedselrijk (meso- tot eutrofe), goed gebufferd ecosysteem en vereist een kalkrijke omgeving. Aanwezigheid van vegetatie is cruciaal voor deze soort; hij komt voor op grote zeggenvegetaties langs het stroomgebied van

waterlopen (Packet, 2020). Moeraszegge (*Carex acutiformis*) - de voornaamste waardplant van de zeggekorfslak - gedijt goed in eutrofe condities (Veerkamp *et al.*, 1980). De zuurtegraad moet neutraal tot basisch zijn (pH ≥ 7) (Vercoutere, 2008b; Packet, 2020). De voedingstoestand is mesotroof voor een goed geschikte habitat. De voedingstoestand mag eutroof maar niet hypertroof zijn (Vercoutere, 2008b). Te hoge input van nutriënten in oppervlaktewater is dus nefast voor deze soort. Deze soort is sterk afhankelijk van zeggenvegetaties. Eutrofiëring/vermesting van zijn habitat zorgt voor veranderingen in de vegetatiestructuur met nadelige gevolgen voor de zeggekorfslak (Cameron *et al.*, 2003; Vrignaud, 2014). Een ongunstige waterkwaliteit bedreigt het leefgebied van de zeggekorfslak.

7.5.3 Conclusies effect eutrofiëring op mollusken

De platte schijfhoren kan enige mate van eutrofiëring tolereren. Te sterke vermesting in het leefgebied van de platte schijfhoren is echter afgeraden om de helderheid van het water en de aanwezigheid van voldoende onderwatervegetatie te garanderen. De zeggekorfslak is geen directe zoetwatersoort maar wel afhankelijk van oevervegetaties en kent een achteruitgang onder overdadige eutrofiëring van oppervlaktewater. De VLAREM II normen rond nutriëntenlast zouden moeten volstaan voor de zeggekorfslak. Voor de meer eutrofiëringsgevoelige platte schijfhoren worden strengere normen aangeraden om een omslag van het zoetwatersysteem te voorkomen.

7.6 Zoogdieren

7.6.1 Europese otter - *Lutra lutra*

Zowel grote rivieren met hun zijlopen en middelgrote beken als kanalen, vijvers en moerasgebieden komen in aanmerking als leefgebied van de Europese otter in Vlaanderen. Ideale otterbiotopen zijn gebieden met visrijke waters samen met structuurrijke en ruig begroeide oeverzones als schuil- en rustzones (Van Den Berge & Gouwy, 2020). Watergebonden zoogdieren zoals de Europese otter zijn veel minder gevoelig aan fysische waterkwaliteitsparameters zoals zuurstof en troebelheid dan bijvoorbeeld vissoorten. In deze zin heeft eutrofiëring dus geen directe negatieve impact op otterpopulaties. Europese otters zijn echter wel sterk afhankelijk van een goed visbestand in rivieren en waterlopen (Bedford, 2009; Van Den Berge *et al.*, 2019a). Algenbloeien - te wijten aan een verhoogde input van nutriënten - leiden tot degradatie van het aquatische ecosysteem door vertroebeling en zuurstoftekorten en verlagen zo de voedselbeschikbaarheid voor de Europese otter (Brzeziński *et al.*, 1996; Acharya & Rajbhandari, 2014). De Europese otter profiteert van hoge niveaus van opgeloste zuurstof in waterlopen als indicator voor een goede waterkwaliteit (Bedford, 2009). Via bottom-up processen via zijn prooidieren heeft eutrofiëring/vermesting van oppervlaktewater dus een nadelig effect op de Europese otter (Brzeziński *et al.*, 1996). Hij profiteert dus wel van een goede waterkwaliteit om het voedselaanbod te verbeteren.

7.6.2 Conclusies effect eutrofiëring op Europese otter

De Europese otter wordt niet rechtstreeks getroffen door eutrofiëring van oppervlaktewater. De oeverzone van de waterloop is idealiter wel begroeid om schuil- en rustzones te bieden voor deze verstoringsgevoelige soort. Europese otters voeden zich voornamelijk met vis dus de waterkwaliteit van de waterloop moet op een niveau blijven dat een goed visbestand gegarandeerd wordt.

7.7 Planten

7.7.1 Drijvende waterweegbree - *Luronium natans*

Drijvende waterweegbree kent een breed bereik aan abiotische standplaatscondities. De soort komt voor in vrij voedselarme (oligotrofe) tot matig voedselrijke (meso- tot eutrofe) condities (Roelofs, 1996; Greulich *et al.*, 2000; Lommaert *et al.*, 2020). De zuurtegraad lijkt niet cruciaal te zijn voor het voorkomen van drijvende waterweegbree (Lansdown & Wade, 2003; Ronse *et al.*, 2015). Door deze brede abiotische tolerantie komt ze in diverse standplaatsen voor in Vlaanderen; zowel in stilstaande (meren, vijvers, vennen, poelen) als in zwak stromende wateren (beken, kanalen, afwateringsgrachten en rivieren) en in aquatische tot semi-aquatische standplaatsen (Lommaert *et al.*, 2020). De soort vertoont verschillende groeivormen, afhankelijk van de standplaatskarakteristieken (Lansdown & Wade, 2003; Lommaert *et al.*, 2020). *Luronium* vertoont in relatief heldere wateren een rozetvormige groeiwijze (Bazydlo & Szmeja, 2004; Szmeja & Bazydlo, 2005). Vertroebeling van de waterkolom is nefast voor deze groeivorm, hoewel ze ook in troebel water kan voorkomen (Greulich, 1999; Szmeja & Bazydlo, 2005).

Drijvende waterweegbree is een zwak competitieve soort (Hanspach & Krausch, 1987; Willby & Eaton, 1993). *L. natans* wordt vooral in voedselarme/matig voedselrijke wateren gevonden waar het naast andere soorten kan voorkomen. De natuurlijke groeiomstandigheden van deze soort zijn daarom relatief voedselarme plassen. In meer voedselrijke/eutrofe systemen kan drijvende waterweegbree niet concurreren met meer competitieve soorten en zal het verdwijnen (Szańkowski & Kłosowski, 2001). Verschillende auteurs in West-Europa tonen aan dat de verzuring en eutrofiëring in meren de achteruitgang van gemeenschappen met *Luronium* tot gevolg hebben gehad (Roelofs, 1983; Roelofs *et al.*, 1984; Schuurkes *et al.*, 1987; Arts *et al.*, 1990; Greulich *et al.*, 2000). Ook in België is de achteruitgang van drijvende waterweegbree voornamelijk te wijten aan de eutrofiëring van oppervlaktewater (Ronse *et al.*, 2015).

L. natans is niet bestand tegen accumulatie van organisch materiaal op de bodem (Van Landuyt & Leten, 2009). Algenbloei te wijten aan een verhoogde input van nutriënten kan zorgen voor een algenlaag op ondergedoken bladeren van drijvende waterweegbree, die voor licht-limitatie zorgt voor de plant (Szmeja & Bazydlo, 2005). Zaailingen kennen de beste overleving bij lage fosfor- en stikstofconcentraties (Szmeja & Bazydlo, 2005). Verhoging van beschikbare nutriënten (stikstof maar vooral fosfor) tot hypertrofe condities door input van lozingswater zal dus nefast zijn voor aanwezige populaties van drijvende waterweegbree. *L. natans* is erg gevoelig voor ammoniumvergiftiging; slechts een lage ammoniumconcentratie (mediaan < 0.6 mg/L) wordt getolereerd (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Lommaert *et al.*, 2020). Bij een toenemende ammoniumconcentratie worden typische plantengemeenschappen van zachte wateren (met o.a. drijvende waterweegbree) verdrongen door andere soorten (Schuurkes *et al.*, 1987). Een reductief (zuurstofloos) milieu door toedoen van eutrofiëringsprocessen zorgt ervoor dat ijzer en mangaan neerslaan op het worteloppervlak van de plant, wat de overleving bedreigt (Christensen & Wigand, 1998; Lucassen *et al.*, 2007).

Indien er frequente verstoring optreedt - bijvoorbeeld in stromend water en anthropogene habitats zoals nutriëntrijke kanalen, afwateringskanalen en vijvers waar er aan baggering wordt gedaan - kan de soort gedijen in voedselrijke (eutrofe) condities (Greulich *et al.*, 2000). Ijzerrijk grondwater zorgt ervoor dat drijvende waterweegbree minder weggeconcurreerd wordt doordat plant-beschikbaar fosfaat afneemt (Lucassen *et al.*, 2007). In deze omstandigheden worden er namelijk pioniersconditities gecreëerd en/of wordt interspecifieke competitie en

successie door andere waterplanten teruggedrongen (Lommaert *et al.*, 2020). Dit laat de competitief zwakke drijvende waterweegbree toe om te persisteren in voedselrijke omstandigheden van stromende wateren (Leyssen *et al.*, (in prep)).

7.7.2 Conclusies effect eutrofiëring op drijvende waterweegbree

Door zijn beperkte competitieve karakter in een onverstoorde habitat moet de standplaats nutriëntarm blijven (met vooral lage fosforconcentraties) om competitie met andere soorten te voorkomen. De waterkolom moet helder genoeg blijven met voldoende doorzicht tot op de bodem. Drijvende waterweegbree is erg gevoelig voor ammoniumvergiftiging. Lozingen die tot eutrofiëring van de waterloop kunnen leiden zijn om deze redenen nefast voor de populaties van drijvende waterweegbree.

8. Effectgroep verontreiniging (Zware metalen, organische verbindingen, microplastics)

8.1 Inleiding

Verontreiniging van oppervlaktewater door toxische stoffen zoals zware metalen en organische verbindingen kan verregaande gevolgen hebben voor aquatische soorten. Deze stoffen kunnen zich via **bioaccumulatie** opbouwen in spier-, vetweefsel en organen van soorten. Op deze manier oefenen ze gedurende de gehele levensduur van het organisme een negatief effect uit.

Veel metalen, zoals koper, zink, selenium, calcium, kalium, natrium, nikkel, kobalt en chromium, zijn essentieel in lage concentraties voor biochemische processen in organismen, maar worden toxisch in hoge concentraties (Emsley, 2003). Vele onderzoeken hebben reeds de negatieve effecten van relatief hoge concentraties van deze stoffen aangetoond op de overleving en reproductie van aquatische soorten. Vooral organismen geassocieerd met **sediment** (Bruslé, 1990; Yeager *et al.*, 1994; Frazier *et al.*, 1996; Fletcher *et al.*, 2017) en **toppredatoren** / **soorten bovenaan de voedselketen** (Kruuk & Conroy, 1996; Conroy *et al.*, 2000; Brand *et al.*, 2020) kennen een verhoogde opname van schadelijke stoffen.

Geloosde stoffen zoals pesticiden kunnen de voedselbeschikbaarheid voor macroinvertebraten en vissenlarven verlagen door hun toxiciteit voor zoöplankton, wat een belangrijke voedingsbron is voor deze groepen (Hanazato, 2001; Groner & Relyea, 2011; Van Wichelen *et al.*, 2023a). Op deze manier schaden ze hele ecosystemen. Concentraties van pesticiden zoals Imidacloprid en Flufenacet overschrijden nog vaak de norm in Vlaamse waterlopen (VMM, 2023a). Ook andere elementen zoals fluor kunnen erg schadelijk zijn voor het waterleven. Dit verstoort de werking van enzymen en heeft zo een toxische werking op organismen (Camargo, 2003).

Persistente organische polluenten (POP's) zijn stoffen die moeilijk afgebroken worden en lang persisteren in natuurlijke milieus. POP's worden nog vaak in te hoge concentraties gemeten in oppervlaktewateren in Vlaanderen. Daarnaast hebben deze polluenten de eigenschap om gemakkelijk te accumuleren in dierlijk weefsel. Dit zijn vooral organische chloorverbindingen zoals polychloorbifenylen (PCB's), dioxinen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's).

Naast directe negatieve gevolgen van vervuiling (acute of chronische toxiciteit) kunnen er ook indirecte gevolgen door lozingen van polluenten optreden. **Ontwijkend gedrag** kan optreden t.o.v. de plaats van vervuiling waardoor het leefgebied van een soort verkleint (Svecevičius, 1999) of migratie van soorten in het gedrang komt. Verder zorgt microbiële afbraak van organische verbindingen in het water voor **sterk dalende zuurstofgehaltes** door de hoge microbiële activiteit. Op deze manier zorgen lozingen van toxische stoffen naast de directe toxische impact op soorten ook voor indirecte stress op het ecosysteem en de aanwezige soorten.

Ook lozingen van **microplastics** vormen een reële bedreiging voor zoetwatersystemen. Deze microplastics kunnen zowel directe als indirecte toxische effecten hebben op biota van zoetwatersystemen waarin ze terechtkomen. Door de grootte en vorm van microplastics wordt er **directe fysieke schade** aangebracht aan cellen en interne weefsels (Lei *et al.*, 2018; Ding *et al.*, 2021). **Indirecte toxiciteit** van microplastics is het gevolg van adsorptie van organische

polluenten en zware metalen op het oppervlak van microplastics die vervolgens worden opgenomen in weefsels van biota.

De toxiciteit van deze stoffen hangt af van verschillende factoren. De **duur van blootstelling** en de **concentratie** van de toxische stof is hierbij van belang. Afhankelijk van de chemische samenstelling van het ontvangende water verandert de bio-opneembaarheid van stoffen en dus hun toxiciteit voor biota; De **hardheid**, **zuurtegraad**, **alkaliniteit** en **temperatuur** zijn hierbij bepalend (Aslam & Yousafzai, 2017; Markich, 2013; Ding *et al.*, 2021). Aquatische invertebraten en vissen van zoet water lijken gevoeliger voor verontreiniging dan soorten van mariene of estuariene milieus. Dit komt doordat de biobeschikbaarheid (en dus toxiciteit) afhangt van de hoeveelheid opgeloste ionen in de waterkolom. In een zout of brak milieu is de kans om giftige stoffen op te nemen daarom intrinsiek lager dan in zoet water. Opgeloste koolstof in het water (DOC; dissolved organic carbon) vormt een complex met zware metalen en verlaagt zo hun bio-opneembaarheid. Een voldoende concentratie DOC in het water kan zo in de regel de toxiciteit van zware metalen verlagen (Trenfield *et al.*, 2011, 2012). Sommige stoffen kunnen de toxiciteit van andere stoffen net verhogen. De toxiciteit van pesticiden kan toenemen bij interactie met commerciële additieven en organofosfaten (Lin & Gary, 2000; Pérez-Iglesias *et al.*, 2014; Naiel *et al.*, 2020).

De normen voor polluenten worden vaak uitgedrukt in **concentraties in het oppervlaktewater** in µg/L of mg/L (zie Bijlage 2.3.1 van VLAREM II - Gevaarlijke stoffen). Enkele polluenten zijn echter moeilijk in de waterkolom of in het sediment te detecteren en worden best in het **weefsel van organismen** (bij vissoorten, macro-invertebraten en bivalven representatief voor de waterloop waarin geloosd wordt) gemeten om een correct beeld te vormen van de effectieve niveaus van bioaccumulatie van deze stoffen in **biota** (Teunen *et al.*, 2020). Binnen de Kaderrichtlijn Water zijn voor 11 prioritaire stoffen(groepen) milieukwaliteitsnormen vastgelegd in biota (Richtlijn 2013/39/EU - Bijlage II Deel A: Milieukwaliteitsnormen). Deze worden uitgedrukt in µg/kg natgewicht en worden in Vlaanderen gemeten in de organismen Europese paling (*Anguilla anguilla*), baars (*Perca fluviatilis*) en zoetwatermosselen van het geslacht *Dreissena* (specifiek voor PAK's en benzo(a)pyreen). In Bijlage IV van dit rapport worden ze gepresenteerd.

Ook **reeds aanwezige stressoren** op soorten zorgen ervoor dat de behandelde soorten in de praktijk extra gevoelig zijn voor verontreiniging. Dit zijn vaak abiotische parameters die de norm reeds overschreiden maar ook biotische factoren zoals predatie kunnen de impact van polluenten op organismen bepalen. Grenswaarden bekomen uit onderzoek op soorten in labo-condities (i.e. ideale omstandigheden) zijn vaak een onderschatting van het negatieve effect van polluenten. Ze weerspiegelen hierdoor niet correct de realiteit waarin er een **wisselwerking** tussen stoffen is en er een opeenstapeling is van stressoren (Stoks *et al.*, 2015). Hierdoor is het aangeraden **extra strenge grenswaarden** voor deze stoffen te hanteren. Voorbeelden van deze wisselwerkingen worden gegeven in Hoofdstuk 11.

Indien concentraties van polluenten in het oppervlaktewater onder de opgelegde normen vallen zouden schadelijke effecten moeten uitblijven en zou de overleving en reproductie van soorten en populaties niet in het gedrang mogen komen. Dit gaat echter alleen op als andere stressoren afwezig blijven. Indien er al normoverschrijdingen zijn in de waterloop kan er geen ruimte zijn voor lozingen die verdere verontreiniging tot gevolg hebben.

In Vlaanderen meten we nog steeds verschillende toxische stoffen in te hoge concentraties in waterorganismen; Kwik, PBDE's (vlamvertragers), heptachloor (een insecticide) en PFOS overschrijden het vaakst de norm (VMM, 2023b).

8.2 Beslissingsboom verontreiniging en eutrofiëring

De effectgroepen eutrofiëring en verontreiniging zijn gebundeld in één beslissingsboom (zie 7.2)

8.3 Vissen en kaakloze vissen

Impact verontreiniging op (kaakloze) vissoorten

Opname van toxische stoffen gebeurt bij vissen voornamelijk via hun voedsel (Dallinger *et al.*, 1987; Eisler, 1993; Brown & Depledge, 1998; Madenjian *et al.*, 2021). Door hun hoge positie in de voedselketen zijn vissoorten extra kwetsbaar voor **bioaccumulatie**. Om dezelfde reden zijn carnivore vissen in de regel kwetsbaarder dan herbivore vissen (Depew *et al.*, 2013; Lavoie *et al.*, 2013). Naast **opname** van toxische stoffen **via voedsel** zorgt de **directe ademhaling** van vissen via kieuwademhaling in het mogelijks verontreinigde water voor een hoge blootstelling aan verontreiniging. Aquatische organismen zoals vissen zijn in hun vroege levensstadia bijzonder kwetsbaar voor blootstelling aan polluenten door de erg doorlaatbare huid en kieuwen (Di Giulio & Hinton, 2008; Naiel *et al.*, 2020). Benthivore vissen en soorten met een sedentaire levensstijl (bijvoorbeeld in vroege levensstadia als larve) komen ook makkelijker in contact met polluenten die accumuleren in **sediment** van een waterloop (Frazier *et al.*, 1996). Zware metalen zijn toxischer voor trekvissen of soorten van estuaria doordat deze al onder osmoregulatorische stress staan, vergeleken met mariene (of strikt zoetwater) soorten die niet aan een veranderende omgeving blootgesteld worden (Bruslé, 1990).

Veel polluenten verstoren het **gedrag** van vissoorten na blootstelling aan sub-letale concentraties van deze stoffen (Scott & Sloman, 2004). Een veel voorkomend symptoom hierbij is een afname in zwem-activiteit (Crosby *et al.*, 2015) of stress-indicerend gedrag (Sánchez-Bayo & Goka, 2005). Vitale functies en **reproductie** van vissen worden negatief beïnvloed. Het **immuunsysteem** wordt verzwakt en pathologische veranderingen worden geïnduceerd (Klein Breteler & van Emmerik, 2005; Authman, 2015). Organismen zijn verzwakt en worden kwetsbaarder voor parasieten, ziektes en andere pathogenen. Dit heeft als gevolg dat de **overlevingskans** van individuen en mogelijks hele populaties **afneemt**.

Vooral trekvissen kunnen beïnvloed worden door lozingspluimen, los van het feit of ze schadelijke stoffen bevatten of temperatuurverschillen met zich meebrengen (zie 8.2). Ze kunnen een afstotend of zelfs aantrekkend effect hebben. Op deze manier **verstoren** ze de **migratie** van vissoorten. De intensiteit van ontwijking/aantrekking tot lozingspunten hangt af van de bewegingsactiviteit en de motivatie om te migreren. Gewenning na langdurige blootstelling aan sub-letale concentraties van zware metalen kan optreden bij vissoorten waardoor het ontwijkend gedrag van de vissen vermindert (Svecevičius, 1999).

Dodelijke concentraties van stoffen voor vissoorten gemeten via labo-experimenten zijn vaak bekomen door toevoegen van de stof in het water, eerder dan toevoeging in het voedsel. Aangezien blootstelling aan stoffen in oplossing veel toxischer is dan opname via voedsel (Wobeser, 1975; Rodgers & Beamish, 1982; Van Veld *et al.*, 1997), en de primaire opname van toxische stoffen in het natuurlijk milieu via voedsel gebeurd, zijn deze waarden minder representatief voor de gevoeligheid in de natuurlijke situatie (Madenjian *et al.*, 2021).

8.3.1 Europese paling - *Anguilla anguilla*

De Europese paling is een trekvis die paait in de Sargassozee, waarna hij de monding van grote rivieren opzoekt en opgroeit in binnenwateren. De Europese paling kent in estuaria/binnenwateren een benthische (bodemgebonden) levensstijl; hij ligt vaak ingegraven in de bodem op een voorbijkomende prooi te wachten (Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Palingen trachten steeds contact te houden met hun omgeving (Tesch, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Door zijn bodemgebonden karakter is de paling extra kwetsbaar voor hoge concentraties van toxische stoffen zoals **zware metalen** en lipofiele stoffen zoals **PCB's** die in het bodemsediment accumuleren (Knights, 1991; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Ook bevat een volwassen paling een relatief hoge concentratie aan vetcellen (Boëtius & Boétius, 1985; Knights, 1991). Dit als extra energiereserve om de lange migratie naar de Sargassozee mogelijk te maken. Hierdoor is de paling extra kwetsbaar voor bioaccumulatie van lipofiele (vet-bindende) stoffen zoals PCB's. Zelfs bij erg lage concentraties zou de reproductie van de paling in het gedrang kunnen komen (Klein Breteler & van Emmerik, 2005). In Vlaanderen werden op veel plaatsen palingen aangetroffen met hoge concentraties PCB's, PAK's, PFOS, VOC's, vlamvertragers, pesticiden, zware metalen, kleurstoffen en dioxines (Stevens & Coeck, 2010; Van Wichelen *et al.*, 2018; Verhelst *et al.*, 2018; Bourillon *et al.*, 2020; Belpaire *et al.*, 2020). De Europese paling wordt gebruikt als bioindicator voor accumulatie van polluenten in aquatische organismen (Teunen *et al.*, 2020). De migratie naar het paaigebied is energetisch erg kostelijk; Palingen sterven onderweg of kort na het paaien aan uitputting. Voor deze lange trektocht dienen vetreserves minimaal 20% te zijn. Sinds de jaren 90 zijn de gemiddelde vetreserves van de Europese paling-populaties in België en Nederland met een derde afgenomen, ver onder deze kritische limiet (Belpaire, 2002; Belpaire *et al.*, 2020). Verzwakking door blootstelling aan schadelijke stoffen - voorafgaand aan de migratie - moet dus vermeden worden om het reproductief succes van deze soort niet in het gedrang te laten komen (Bruslé, 1990).

8.3.2 Fint - *Alosa fallax*

Fint is een visetende soort die hoog in de voedselketen staat. Hierdoor is hij sterk onderhevig aan de negatieve effecten van bioaccumulatie van toxische stoffen (Depew *et al.*, 2013; Lavoie *et al.*, 2013). Studies tonen aan dat fint - vergeleken met andere vissoorten - gevoelig is voor bioaccumulatie van toxische stoffen zoals kwik en arseen, voornamelijk in het spierweefsel (Durrieu *et al.*, 2005; Lochet *et al.*, 2008; Bat *et al.*, 2017). Door watervervuiling is de fint in Europa sterk achteruitgegaan of verdwenen in de periode van 1900 tot 1970. In de Rijn is de achteruitgang van de fint deels te wijten aan verontreiniging (de Groot, 1992). Er bestaat mogelijks een grote impact van toxische stoffen op de motoriek en geurwaarneming van *Alosa*-soorten (Maitland & Hatton-Ellis, 2003). In rivieren waar de waterkwaliteit sterk is verbeterd (vb. de Thames in Engeland) is de elft en fint nog niet teruggekeerd. Dit komt waarschijnlijk door de historische vervuiling zoals met cadmium en koper (Maitland & Hatton-Ellis, 2003; de Laak, 2009). Een verbetering van de waterkwaliteit alleen volstaat niet voor de terugkeer van de fint. Zolang er geen voldoende geschikte paaigronden beschikbaar zijn zal er zich geen stabiele populatie ontwikkelen (Maes, 2001).

8.3.3 Kleine modderkruiper - *Cobitis taenia*

De kleine modderkruiper is gevoelig voor waterverontreiniging; Elke vorm van overstort zal de waterkwaliteit snel doen dalen waardoor de kleine modderkruiper lokaal kan verdwijnen (Wils et al., 1990). Door zijn benthische (bodemgebonden) levensstijl (Seeuws *et al.*, 1999) komt deze soort veel in contact met het bodemsediment en dus ook met de in dit bodemsediment accumulerende toxische stoffen. Net als de beekprik zal de kleine modderkruiper dus niet

voorkomen in waterlopen met een significante belasting door toxische stoffen, ook al zijn de overige waterkwaliteitscriteria voldoende geschikt voor deze soort. De kleine modderkruiper kan gebruik maken van darmademhaling als extra bron van zuurstof. Dit is echter onvoldoende om bij vervuiling te compenseren voor een dalende zuurstofconcentratie van het water (Sterba & Mohr, 1958; Bruylants *et al.*, 1989), zelfs niet tijdelijk (Vlaamse Overheid, 2017). Zware organische belasting met aanhoudende zuurstoftekorten mag niet aanwezig zijn voor een goede habitatkwaliteit (Bruylants *et al.*, 1989; Steinmann *et al.*, 2006b; Adriaens *et al.*, 2008).

8.3.4 Grote modderkruiper - *Misgurnus fossilis*

De grote modderkruiper kent doorgaans een ingegraven, benthische levenswijze (Hartvich *et al.*, 2010; BIJ12, 2021). Hij graaft zich diep in de modder in (van Beek, 2003) en komt daardoor veel in contact met het bodemsediment waarin zware metalen en organische polluenten in zijn weefsels kunnen accumuleren. Hierdoor is de grote modderkruiper extra kwetsbaar voor bioaccumulatie van deze stoffen, met gevolgen voor zijn overleving en reproductie. Ondanks het feit dat de grote modderkruiper in aanzienlijk belast water kan voorkomen (Gaumert, 1981), is vervuiling één van de belangrijkste redenen voor de negatieve trend van populaties. Vervuiling door zware metalen, PCB's en bestrijdingsmiddelen is - samen met eutrofiëring - hiervoor verantwoordelijk (Schouten, 1992; van Beek, 2003; Schneiders *et al.*, 2009). De grote modderkruiper is geen mobiele soort en zal zich bij verstoring of ongunstige omstandigheden niet ver kunnen verplaatsen (minder dan 300 meter) om een meer geschikte habitat op te zoeken (Meyer & Hinrichs, 2000; Van Thuyne *et al.*, 2020). Hierdoor kan vervuiling in een waterloop een grote impact hebben op aanwezige populaties.

8.3.5 Rivierdonderpad - *Cottus perifretum*

Watervervuiling was in het verleden vaak de hoofdoorzaak van de teruggang of het verdwijnen van de rivierdonderpad (Higler & Repko, 1981; de Nie, 1996; Peters, 2005). Uit vindplaatsen van rivierdonderpadden bij afvallozingspunten en slecht functionerende rioolzuiveringsinstallaties (Marquet, 1959; Hofer & Bucher, 1991) blijkt dat er toch een zekere tolerantie voor lagere zuurstofcondities en bepaalde hoeveelheden microverontreinigingen moet zijn. De huidige waterkwaliteit in Nederland is geen beperking voor deze soort (Peters, 2005). In Vlaanderen is de waterkwaliteit echter in veel beken nog niet voldoende (Louette & Coeck, 2009). Hoewel er een grotere tolerantie voor waterkwaliteit is dan aanvankelijk aangenomen heeft dit ook zijn grenzen; Lage zuurstofgehaltes, sterke (blauw)algenbloei en lozingen van toxische stoffen in grote wateren hebben een negatief effect op rivierdonderpad-populaties (Peters, 2005). Net als de grote modderkruiper is de rivierdonderpad een erg honkvaste soort (Van Thuyne *et al.*, 2020). Hierdoor kunnen deze verontreinigingen een grote impact hebben op populaties rivierdonderpad.

8.3.6 Rivierprik - *Lampetra fluviatilis*

Rivier- en zeeprikken vertonen een **parasitaire** levenswijze waarbij ze zich voeden met bloed of weefsel van vissen (Seeuws *et al.*, 1996). Hierdoor staan de rivier- en zeeprik op een hoger trofisch niveau en is er een grote potentiële **bioaccumulatie** van toxische stoffen mogelijk. Kwikconcentraties nemen toe met trofische niveaus en vertonen - vergeleken met andere weefsels - de hoogste concentraties in bloed (Giblin & Massaro, 1973; Oliveira Ribeiro *et al.*, 1999; Madenjian *et al.*, 2021). Larven van rivierprik en beekprik leven ingegraven in het bodemsediment van waterlopen. In dit bodemsediment accumuleren vaak verontreinigingen. Hierdoor is het potentieel voor bioaccumulatie groter bij deze soorten (Vlaamse Overheid, 2017; Van Thuyne *et al.*, 2020). Jonge rivierprikken groeien op in beken of rivieren met een goede waterkwaliteit (Van Thuyne *et al.*, 2020). Lozingen van afvalstoffen in de bovenloop van

rivieren kunnen een verdwijning van prik-larven in de volledige rivierloop tot gevolg hebben (Przybylski, 1993) of migratie van individuen doorheen de rivierloop blokkeren (Maitland, 2003). Vergeleken met andere toppredatoren in het voedselweb bevatten prikken relatief lage concentraties aan PCB's en organochlorine pesticiden (Madenjian *et al.*, 2021). Larven van Europese rivierprikken zouden relatief resistent zijn voor organische polluenten zoals dioxines (Salmelin *et al.*, 2016; Madenjian *et al.*, 2021). Priklarven vertonen aversie ten opzichte van verontreinigde sedimenten (Unrein *et al.*, 2016; Madenjian *et al.*, 2021). Onderzoek op de pacifische prik (*Entosphenus tridentatus*) toont aan dat organische polluenten met migratorische en seksuele feromonen kunnen interfereren (Smith, 2012).

8.3.7 Beekprik - *Lampetra planeri*

Larven van beekprik leven ingegraven in sediment. Na herstelling van de waterkwaliteit zal de beekprik door accumulatie van deze stoffen in bodemsediment niet terugkeren. Sanering van de waterbodem is noodzakelijk voor herstel van beekprikpopulaties (Vlaamse Overheid, 2017). Gehaltes aan bestrijdingsmiddelen zoals pesticiden overschrijden nog te vaak de ecotoxicologische drempelwaarden in het leefgebied van de beekprik (Belpaire, 2013; Vlaamse Overheid, 2017). Lozingen die stroomafwaarts plaatsvinden kunnen een barrière vormen voor individuen die stroomopwaarts willen migreren (Przybylski, 1993; Seeuws *et al.*, 1996; Maitland, 2003). Input van milieuvreemde stoffen dient afwezig te zijn (voor een goede habitatkwaliteit) of gering, zonder zichtbare uitwerking (voor een voldoende habitatkwaliteit) (Maitland, 2003; Adriaens *et al.*, 2008). Priklarven vertonen aversie ten opzichte van verontreinigde sedimenten (Unrein *et al.*, 2016; Madenjian *et al.*, 2021). De beekprik is - in tegenstelling tot de rivier- en zeeprik - geen parasiet van vissen. Volwassen beekprikken kunnen niet meer eten en sterven na het paaien (Seeuws *et al.*, 1996). Hierdoor heeft de beekprik in theorie minder potentieel voor bioaccumulatie dan de andere priksoorten. Desalniettemin blijft de beekprik erg gevoelig voor verontreiniging (Vlaamse Overheid, 2017).

8.3.8 Zeeprik - *Petromyzon marinus*

De zeeprik ondervindt door zijn parasitaire levenwijze - hij voedt zich vooral met het bloed van andere vissoorten - een grote potentiële **bioaccumulatie** van toxische stoffen (zie 8.3.6 Rivierprik). Adulte zeeprikken vertonen dan ook relatief hoge **kwik**-concentraties vergeleken met andere samen-voorkomende vissoorten (MacEachen *et al.*, 2000; Madenjian *et al.*, 2014). Omdat bloed relatief arm is aan PCB's (vergeleken met andere weefsels; (Yoshida *et al.*, 1973; Madenjian *et al.*, 2021)), accumuleren organische polluenten zoals PCB's minder snel in zeeprikken (MacEachen *et al.*, 2000; Madenjian *et al.*, 2013, 2021). Zeeprikken verschillen sterk in hun gevoeligheid voor organische polluenten, afhankelijk van de onderzochte stof in kwestie (Madenjian *et al.*, 2021). Deze resultaten stammen echter uit labo-experimenten met stoffen in oplossing. Eén van de belangrijkste redenen voor de achteruitgang van de zeeprik in Europa in de laatste 25 jaar is de verslechterende toestand van de waterkwaliteit door mijnactiviteiten, industriële- en urbane ontwikkeling (Mateus *et al.*, 2012; Hansen *et al.*, 2016). Lozingen die meer stroomafwaarts plaatsvinden kunnen een barrière vormen voor individuen die stroomopwaarts willen migreren (Przybylski, 1993; Seeuws *et al.*, 1996). Priklarven vertonen aversie ten opzichte van verontreinigde sedimenten (Unrein *et al.*, 2016; Madenjian *et al.*, 2021).

8.3.9 Bittervoorn - *Rhodeus amarus*

Het leefgebied van de bittervoorn is afhankelijk van het voorkomen van zoetwatermosselen (familie Unionidae; voornamelijk de genera *Unio sp.* en *Anodonta sp.*). Bittervoorn is zeer gevoelig voor vervuiling, met in het bijzonder anorganische, industriële vervuiling. Dit heeft

een belangrijke rol gespeeld in de achteruitgang van de bittervoorn (de Lange & van Emmerik, 2006; Calle, 2014). Door vervuiling van het oppervlaktewater is ook het aantal zoetwatermosselen achteruitgegaan (Philippart & Vranken, 1983; de Lange & van Emmerik, 2006). De voedselopname van zoetwatermosselen werkt via filtering van de waterkolom met geassocieerde deeltjes (Yeager *et al.*, 1994). Hierdoor vertonen zoetwatermosselen een verhoogde blootstelling aan deze toxische stoffen (Augspurger *et al.*, 2003) en kunnen ze dienen als bioindicatoren voor een goede waterkwaliteit (Khan *et al.*, 2018). Mollusken zoals *Anodonta anatina* zijn vooral gevoelig voor hoge concentraties **koper** (Viarengo *et al.*, 1994; Nugroho & Frank, 2011). Kopervergiftiging zou één van de belangrijkste redenen zijn voor de verminderde leefbaarheid van populaties zoetwatermosselen (Nugroho & Frank, 2011). Koper en zink zijn voor soorten als *Unio crassus* erg giftig (Třešňáková *et al.*, 2020). Koper en cadmium kunnen de schelpvorming bij mosselen verstoren, met een toenemende toxiciteit voor zoetwatermosselen bij een lagere zuurtegraad (Pynnönen, 1995; Lopes-Lima *et al.*, 2017). Organochlorine **pesticiden** zoals DDT hebben ook een negatief effect op schelpvorming bij de beekparelmossel (*M. margaritifera*) (Hartmut & Gerstmann, 2007; Lopes-Lima *et al.*, 2017). Farmaceutische stoffen, dioxines en gebromeerde vlamvertragers hebben acute en chronische effecten op de reproductie en overleving van zoetwatermosselen (Augspurger *et al.*, 2007; Connon *et al.*, 2012; Lopes-Lima *et al.*, 2017). Door de recente verbeteringen in waterkwaliteit wordt een gedeeltelijk herstel van populaties verwacht (Calle, 2014). De aanwezigheid van zoetwatermosselen (*Unio sp.* en *Anodonta sp.*) is het belangrijkste criterium voor het voorkomen van de bittervoorn (Alterra, 2001; de Lange & van Emmerik, 2006; Pollux *et al.*, 2012). Indien de water- en habitatkwaliteit niet hersteld is tot op het niveau dat er zoetwatermosselen terugkeren zullen ook de populaties bittervoorn geen herstel vertonen.

8.3.10 Atlantische zalm - *Salmo salar*

De Atlantische zalm vereist een goede waterkwaliteit. De historische achteruitgang van de Atlantische zalm in de Rijn en Maas was te wijten aan watervervuiling als één van de belangrijkste factoren, onder meer door lozing van zware metalen in het water door mijnbouwactiviteiten (de Laak, 2007). Relevante zware metalen zijn aluminium, zink, koper, kwik, lood en cadmium. Hoge concentraties van deze stoffen geven vergiftigingsverschijnselen (de Laak, 2007). Lage concentraties aan koper (5 µg/L) hebben al een negatieve invloed op larven van zalmen (Lorz & McPherson, 1976; de Laak, 2007). Koper en zink werken in op de kieuwen. Fosfor werkt in op het bloed (haemolyse) en veroorzaakt een snelle dood. Pesticiden zoals Diazinon verstoren het oriëntatievermogen alsook alarm-feromoonproductie bij in het veld gemeten concentraties (Scholz *et al.*, 2000; de Laak, 2007). Polychloorbifenylen (PCB's) en hormoonontregelende stoffen (EDC's) verstoren hormonale processen en zorgen voor onnatuurlijke geslachtsontwikkeling bij jonge vissen met gevolgen voor de vruchtbaarheid. DDT beïnvloedt de terugkeer van de Atlantische zalm uit zee nadelig (de Groot, 1990). De Atlantische zalm is gevoelig voor waterverontreiniging door pesticiden, olie en koper. Bij lage waarden van toxische stoffen kunnen bijvoorbeeld schimmelinfecties meer kans krijgen om zich te manifesteren (de Laak, 2007). Net zoals bij de Europese paling is de Atlantische zalm kwetsbaar tijdens de energetisch kostelijke migratie voor de toxische werking van organische polluenten die in de vetcellen opgeslagen zijn. Om herstel van de Europese zalmpopulaties toe te laten zal de waterkwaliteit verbeterd moeten worden tot het niveau van rond 1900 (de Groot, 1990).

8.3.11 Conclusies effect verontreiniging op (kaakloze) vissen

Vissen staan hoog in de voedselketen waardoor het potentieel voor bioaccumulatie van toxische stoffen toeneemt. Soorten die geassocieerd zijn met sediment - zoals grote

modderkruiper, Europese paling en de drie inheemse priksoorten - kennen een verhoogde opname aan schadelijke stoffen. Trekvissen zoals de Atlantische zalm, Europese paling, rivierprik en zeeprik stapelen schadelijke stoffen op in hun vetweefsels als voorbereiding voor hun migratie. De rivierdonderpad en grote modderkruiper zijn weinig mobiele soorten en kunnen zich moeilijk verplaatsen naar een meer optimale habitat bij een achteruitgang van de waterkwaliteit in hun leefgebied. Deze stoffen zorgen voor verzwakking voorafgaand aan de migratie en kunnen zo het reproductief succes van populaties van deze soorten bedreigen. Voor de bittervoorn geldt in het bijzonder dat - door de nauwe relatie met zoetwatermosselen - zware metalen zoals koper en zink erg schadelijk zijn. Organische polluenten zoals PCB's, PFOS en pesticiden en zware metalen overschrijden nog vaak de norm in Vlaamse waterlopen en bedreigen zo populaties van Europees beschermde vissoorten.

8.4 Libellen

Impact vervuiling op libellen

Toxische stoffen accumuleren meer in genera met nimfen met een ingravende levensstijl. Dit door verhoogd contact met het substraat gedurende deze levensfase (Fletcher *et al.*, 2017). Doordat libellen - zowel de larven als adulten - prederen op watergebonden invertebraten zijn ze gevoeliger voor bioaccumulatie van toxische stoffen in hun weefsels - vooral het exoskelet - (Tollett *et al.*, 2009). Accumulatie van zware metalen is sterk genus-afhankelijk. Zware metalen als arseen en selenium/seleen stapelen zich meer op in genera met een ingegraven levensstijl zoals *Gomphus* (Fletcher *et al.*, 2017), *Cordulegaster* en *Stylurus*, kortom soorten die gebonden zijn aan stromend water. Libellenlarven sluipen vaak pas na meerdere jaren van vervellingscycli uit (afhankelijk van de soort en de gemiddelde temperatuur van het water), wat aan toxische stoffen nog meer potentieel geeft om zich in weefsels op te bouwen en de ontwikkeling te verstoren. Asymmetrische ontwikkeling van de vleugels kan optreden waardoor het vliegvermogen van adulten en dus ook hun overlevingskansen aangetast worden (Hardersen, 2000; Kuijer & Groenendijk, 2002). Bij piekbelastingen kunnen bestrijdingsmiddelen een negatieve invloed hebben (Kuijer & Groenendijk, 2002). Ook bij aanhoudende (chronische) blootstelling kunnen er schadelijke effecten optreden. Data van Kuijer (2002) toont aan dat verschillende libellensoorten anders reageren op insecticiden, waardoor er zich moeilijk een trend vormt. Desalniettemin worden larven van macro-invertebraten als libellen beschouwd als goede bioindicatoren voor vervuiling van waterlichamen, vooral door zware metalen zoals ijzer, mangaan, zink en cadmium (Catling, 2005; Corbi & Trivinho-Strixino, 2008; Corbi *et al.*, 2010; Haro, 2014; Lesch & Bouwman, 2018; Pastorino *et al.*, 2019) en worden ze gebruikt om waterkwaliteit, uitgedrukt als ecologische kwaliteits-coëfficiënt (EKC; zie basismilieukwaliteitsnormen VLAREM II), te toetsen. Ook volwassen libellen kunnen dienen als bioindicatoren van vervuiling (Lesch *et al.*, 2017; Lesch & Bouwman, 2018). In veel natuurgebieden wordt de bacterie *Bacillus thuringiensis var. israelensis* gebruikt als bestrijdingsmiddel tegen muggenplagen. Onderzoek toont echter aan dat deze bacterie ook insectenetende soortgroepen zoals libellen, spinnen en vogels kan raken. De impact verschilt echter wel sterk soortspecifiek (Entling *et al.*, 2024).

8.4.1 Rivierrombout - *Stylurus flavipes*

Modderafzetting hoort beperkt tot afwezig te zijn; de larven leven ondiep ingegraven in zandbodems (Müller, 1995; Suhling & Müller, 1996; Suhling *et al.*, 2006; De Knijf & Adriaens, 2020). Door deze ingegraven levensstijl zijn ze meer vatbaar voor polluenten die zich opstapelen in het bodemsediment. Voorbeelden zijn de metalen arsenium en selenium (Fletcher *et al.*, 2017). Verschillende onderzoeken bevestigen dat de rivierrombout een goede

indicator is voor vervuiling (Bubinas & Jagminienė, 2001; Kazanci & Dügel, 2010; Bulánková *et al.*, 2013; Simon *et al.*, 2017). Na 1902 verdween de soort uit bijna heel West- en Midden-Europa. Dit was het gevolg van de massale verontreiniging van rivieren in een groot deel van Europa. Industriële vervuiling en overmatig gebruik van pesticiden in de landbouw zou de verdwijning van larven langs de Donau tot gevolg hebben gehad (Pavel *et al.*, 2020). Vanaf de jaren 90 dook de soort weer op in België en Nederland (De Knijf *et al.*, 2006, 2014). De recente terugkeer van deze soort in West-Europa zou deels te wijten zijn aan een verbetering van de waterkwaliteit (Crombaghs & Habraken, 2002; Schröter *et al.*, 2006).

8.4.2 Gaffellibel - *Ophiogomphus cecilia*

Nimfen van gaffellibel graven zich in het substraat in (Askew, 2004; Schröter *et al.*, 2006) (Askew, 2004). Hierdoor zijn ze extra kwetsbaar voor de accumulatie van toxische stoffen die zich in bodemsediment opstapelen (Fletcher *et al.*, 2017). Libellen van het genus *Ophiogomphus* worden negatiever beïnvloed door vervuiling vergeleken met andere benthische macroinvertebraten van hetzelfde ecosysteem (Lau *et al.*, 2023). Waterkwaliteit zou van minder belang zijn dan habitatstructuur voor de gaffellibel (van Schaik & Geraeds, 2001). Kazanci & Dügel (2010) vermelden dat de gaffellibel hoge concentraties aan cadmium en nikkel lijkt te tolereren en hij meer alkaliene/harde wateren verkiest (een hogere waterhardheid verlaagt de toxiciteit van metalen; Mance, 1987). Desalniettemin wordt de sterke achteruitgang van de gaffellibel in Europa ten minste deels toegeschreven aan vervuiling (Kalkman et al., 2018; Natura2000, 2008) en de recente herkolonisatie van rivieren in West-Europa is te danken aan een verbetering van de waterkwaliteit (Krekels & Kalkman, 2002).

8.4.3 Conclusies effect verontreiniging op libellen

De ingegraven levensstijl van de larven van beide soorten, alsook het carnivore dieet van zowel larven als adulte gaffellibellen en rivierrombouten geeft hen een hoog potentieel voor bioaccumulatie van polluenten die in het substraat, de waterkolom of hun voedsel opgestapeld zijn. Libellenlarven van beide soorten kunnen dienen als goede bioindicatoren van vervuiling.

8.5 Mollusken

Impact verontreiniging op mollusken

Zoetwaterslakken zijn tijdens de ontwikkeling door hun mechanisme van schelpvorming via stoffen die ze uit hun milieu halen (vb. carbonaten) extra gevoelig voor schadelijke effecten van metalen die hiermee kunnen interfereren. De slanke knobbelhoren (*Melanoides tuberculata*) is een zoetwaterslak die in Nederland en Vlaanderen is aangetroffen. Onderzoek toont aan dat koper (en in mindere mate cadmium, zink en lood) het meest toxische metaal is voor deze soort (Shuhaimi-Othman *et al.*, 2012). Kopervergiftiging zou één van de belangrijkste redenen zijn voor de verminderde leefbaarheid van populaties zoetwatermosselen (Nugroho & Frank, 2011). Koper en zink zijn voor soorten als *Unio crassus* erg giftig (Třešňáková *et al.*, 2020). Doordat het algemene mechanisme van schelpvorming bij mollusken hetzelfde is, is het zeer waarschijnlijk dat deze gevoeligheid voor zware metalen ook geldt voor ontwikkelingsstadia van zoetwaterslakken zoals de platte schijfhoren en zeggekorfslak. Studies hebben ook een negatieve invloed van pesticiden zoals diuron en atrazine aangetoond voor zoetwatermollusken (López-Doval *et al.*, 2014; Elias & Bernot, 2017).

8.5.1 Platte schijfhoren - *Anisus vorticulus*

De platte schijfhoren is zeer gevoelig voor chemische vervuiling (Boesveld, 2010). Koper wordt vaak doelbewust gebruikt om mollusken in het aquatische milieu te bestrijden (Pastorino *et al.*, 2019). De platte schijfhoren blijkt inderdaad vooral gevoelig aan kopervergiftiging, vaak als gevolg van een verhoogde influx van koperhoudende meststoffen in zoetwatersystemen. Ook chemische bestrijdingsmiddelen zoals - koperhoudende - herbiciden zijn een belangrijke bedreiging voor de platte schijfhoren (Boesveld, 2010). De platte schijfhoren is in grote aantallen en frequenter aangetroffen op locaties met lage concentraties aan kalium en magnesium (Gmelig Meyling & de Bruyne, 2005; Gmelig Meyling *et al.*, 2007). De soort ontbreekt waar afvalwater wordt geloosd of vervuild water wordt ingelaten. Bij akkerbouwgebieden met overmatig gebruik van kunstmeststoffen en chemische bestrijdingsmiddelen wordt de soort niet of nauwelijks teruggevonden (Boesveld *et al.*, 2011).

8.5.2 Zeggekorfslak - *Vertigo moulinsiana*

De zeggekorfslak is gevoelig voor toxische metalen - in het bijzonder koper - die de schelpvorming tijdens vroege ontwikkelingsstadia verstoren. De zeggekorfslak komt niet direct in contact met water door zijn levensstijl op zeggenvegetaties langs de oever. Hierdoor is hij eerder gevoelig voor herbiciden en andere toxische stoffen die deze vegetatie doen achteruitgaan (Cameron *et al.*, 2003).

8.5.3 Conclusies effect verontreiniging op mollusken

Chemische verontreiniging dient zo veel mogelijk vermeden te worden in het leefgebied van de platte schijfhoren en zeggekorfslak. Vooral metalen als koper (en cadmium) zijn erg toxisch voor mollusken, alsook herbiciden afkomstig van aangrenzende landbouwpercelen.

8.6 Zoogdieren

8.6.1 Europese otter - *Lutra lutra*

Als toppredator is een belangrijke bedreiging voor de Europese otter-populaties bioaccumulatie van toxische contaminanten zoals pesticiden als dieldrin en DDT's, PCB's, PBDE's en kwik (Vlaamse Overheid, 2022; Brzeziński *et al.*, 1996; Pountney *et al.*, 2015; Van Den Berge *et al.*, 2019b). Vooral PCB's (MacDonald *et al.*, 1994; Van Den Berge *et al.*, 2019a) en kwik (Leszczycki, 1994; Brzeziński *et al.*, 1996) worden in schadelijke concentraties aangetroffen en zijn - naast de jacht - verantwoordelijk voor de historische West-Europese achteruitgang van de otter. De hoofdvoedselbron van de Europese otter, de paling, bevat vaak hoge concentraties van deze schadelijke stoffen (Vandamme *et al.*, 2019). Bioaccumulatie door (historische) vervuiling leidt tot verhoogde mortaliteit en verminderde vruchtbaarheid bij de otter. Afname in PCB-concentraties in Vlaamse waterlopen sinds de jaren 90 vallen samen met het herstel van Europese otter-populaties in Vlaanderen. PCB-gehalte in vis mag maximaal 0.026 mg/L versgewicht zijn (MacDonald *et al.*, 1994; Van Den Berge & Gouwy, 2020). Naast PCBs zijn ook pesticiden als dieldrin en DDTs nefast om een duurzame Europese otterpopulatie in Vlaanderen te realiseren (Van Den Berge *et al.*, 2019a). Om deze redenen dient het visbestand niet alleen kwantitatief (in aantal) maar ook kwalitatief (vrij van bioaccumulerende toxische stoffen) voldoende te zijn (Vandamme *et al.*, 2019). Kwik, lood en cadmium zijn de meest toxische metalen voor de Europese otter (Boscher *et al.*, 2010; Van Den Berge *et al.*, 2019b). In het algemeen zijn de concentraties van deze stoffen in Vlaanderen hoger dan geschikt voor een duurzame populatie van Europese otters (Van Den Berge *et al.*, 2019b). Dit in combinatie met het feit dat de Europese otter een trage populatie-ontwikkeling vertoont - waardoor herstel

van populaties moeizaam verloopt (Vlaamse Overheid, 2022) - zorgt ervoor dat verdere lozingen van toxische stoffen in reeds verontreinigde waterlopen uit den boze zijn. Vervuiling van oppervlaktewater zou ook als migratiebarrière kunnen optreden voor de verspreiding van Europese otter (Brzeziński *et al.*, 1996).

8.6.2 Conclusies effect verontreiniging op Europese otter

Door zijn hoge positie in de voedselketen als toppredator is de Europese otter vooral kwetsbaar voor bioaccumulatie van persistente organische polluenten (pesticiden, PCB's, PBDE's, etc.) alsook zware metalen zoals lood, cadmium en kwik die zich in de lichaamsweefsels opbouwen en hierdoor de reproductie verstoren en de overleving van de Europese otter-populaties bedreigen. Om gezonde populaties van Europese otter te kunnen huisvesten moet de biobeschikbaarheid van toxische stoffen in waterlopen verminderd worden.

8.7 Planten

8.7.1 Drijvende waterweegbree - *Luronium natans*

De soort lijkt tolerant te zijn voor potentieel toxische ijzerconcentraties (Ronse *et al.*, 2015). Ook hoge aluminium-concentraties (2.7mg/L) lijken de levensvatbaarheid van de soort niet aan te tasten (Maessen *et al.*, 1992). Drijvende waterweegbree ontbreekt in beken en rivieren in Noord-Brabant (NL) waar hogere concentraties calcium en magnesium gemeten zijn (Lucassen *et al.*, 2007). Alkalisch (bicarbonaatrijk) afvalwater afkomstig van waterzuiveringsinstallaties zorgt ervoor dat het oppervlaktewater harder wordt (bicarbonaat wordt geproduceerd tijdens het zuiveringsproces), waardoor *L. natans* verdwijnt. In Habitattype 3260 - het enige habitattype van stromende wateren waarin *L.natans* in Vlaanderen voorkomt - is watervervuiling een probleem (Van Landuyt & Leten, 2009). Uit vindplaatsen van stabiele populaties *Luronium natans* in Vlaamse stromende wateren blijkt dat organische vervuiling (met name het chemisch zuurstofverbruik COD) relatief laag moet zijn. Een reductief (zuurstofloos) milieu door microbiële afbraak van gelozen stoffen zorgt ervoor dat ijzer en mangaan neerslaan op het worteloppervlak van de plant, wat de overleving van de plant bedreigt (Christensen & Wigand, 1998; Lucassen *et al.*, 2007). Maessen et al. (1992) suggereert dat drijvende waterweegbree door zijn uitgebreide wortelsysteem nutriënten vooral via de wortels opneemt en hierdoor minder gevoelig is door veranderingen in de chemie van de waterkolom. Schuurkes et al. (1987) tonen aan dat de wortels het belangrijkste opnamepunt vormen voor nutriënten; bij *Luronium natans* wordt ±75% van de opgenomen stikstof via het wortelstelsel opgenomen. Drijvende waterweegbree lijkt op basis van de bestaande literatuur een brede range aan chemische toleranties te vertonen (Lansdown & Wade, 2003).

8.7.2 Conclusies effect verontreiniging op drijvende waterweegbree

De soort vertoont een zekere tolerantie voor hoge concentraties aan zware metalen als ijzer en aluminium. Chemische vervuiling - en het bijhorende zuurstofverbruik - dient echter laag te zijn om een duurzame populatie drijvende waterweegbree te kunnen garanderen. Vooral toxische verbindingen die bij eutrofiëring van de waterkolom vrijkomen (in het bijzonder ammonium; zie 7.7.2) zijn een bedreiging voor drijvende waterweegbree.

8.8 Analyse ecotoxicologische data

Normen voor toxische stoffen worden afgeleid via veld- of labometingen van chronische (NOECs) of acute (LC50s) toxiciteitconcentraties van een stof voor een organisme. Deze grenswaarde wordt vaak weergegeven als een PNECaquatic. Deze concentratie zal - indien niet overschreden - een globale bescherming van het milieu garanderen. Via soortgevoeligheidsdistributies (SSD's) kan een concentratie van een toxische stof in het oppervlaktewater voorspeld worden waarvoor 95% van de aquatische soorten voldoende beschermd zouden moeten zijn. Dit noemen we de HC5 (European Chemicals Bureau, 2003). Deze wordt dan op basis van het onzekerheidsprincipe (onzekerheid gecreëerd door variatie tussen en binnen labo's, variatie tussen en binnen soorten, variatie in de duur van blootstelling en onzekerheid rond de extrapolatie van labo- naar veldcondities) gedeeld door een assessment factor. Deze factor gaat van 1000 bij beperkte korte-termijn data tot 1 bij voldoende kwalitatieve lange-termijn data en een goed onderbouwde argumentatie. Bij SSD's - gebaseerd op lange termijn-NOECs - is deze factor doorgaans 5 (maximaal 1 bij een groot aantal zeer qualitatieve beschikbare data).

Via een online databank van ecotoxicologische data van het US Environmental Protection Agency (ECOTOX Knowledgebase) (Olker *et al.*, 2022) werd onderzocht of de huidige normen van enkele gevaarlijke stoffen - waarvoor voldoende data beschikbaar is - voldoen voor een voldoende bescherming van aquatische organismen. De resultaten van deze analyses zijn gebundeld in Bijlage III. Effecten als "growth", "behavior", "mortality", "population", "reproduction" en "ecosystem process" werden als ecologisch relevante effecten opgenomen in de onderzochte datasets. NOEC-concentraties (chronische data) werden gebruikt in de SSD's om een PNECaquatic af te leiden. In een ideaal scenario worden de data gecorrigeerd voor parameters effect, duur van blootstelling, fylogenetische diversiteit, etc. Dessalniettemin geven de uitgevoerde analyses op zijn minst een ruw beeld van de geschiktheid van de huidige normen voor gevaarlijke stoffen. Voor enkele stoffen - namelijk de zware metalen cadmium, koper, zink, lood en nikkel - ligt de VLAREM II-norm een grootteorde lager dan de berekende PNECaquatic (zie Bijlage III - Anorganische stoffen). Dit kan verklaard worden door de hoge voorzichtigheid genomen bij de berekening van de PNECaquatic (bekomen waarden werden door een assessment factor van 5 gedeeld ondanks het feit dat de beschikbare dataset voor deze stoffen relatief groot is) en de grote variatie in gevoeligheid tussen soorten en soortgroepen, alsook variatie in nauwkeurigheid van de labo- of veldmetingen. Voor geen enkele onderzochte stof is de PNECaquatic meer dan een grootte-orde kleiner dan de officiële Vlaamse norm (voor de jaargemiddelde concentratie van de onderzochte stof). Op basis van deze analyses lijken de huidige normen voor de onderzochte gevaarlijke stoffen in oppervlaktewater dus te volstaan voor aquatische biota waarvoor data beschikbaar was.

Toxische stoffen kunnen elkaar versterken (zie Hoofdstuk 11: Wisselwerkingen stressoren). Daarom is het aangewezen om - indien er reeds overschrijdingen aanwezig zijn van andere toxische stoffen - het voorzichtigheidsprincipe toe te passen en geen verdere lozing van schadelijke stoffen toe te laten.

9. Thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen

9.1 Inleiding

Naast de samenstelling van de geloosde vloeistoffen speelt ook de temperatuur van de lozing een rol. Bij lozingen verandert de watertemperatuur ter hoogte van het lozingspunt vaak drastisch in korte tijd. Deze plotse verandering veroorzaakt een **fysiologische stressrespons** bij aquatische soorten. Soorten spenderen hierbij meer energie om actief af te koelen/op te warmen om binnen hun optimale temperatuursbereik te blijven. Deze energetische kost heeft tot gevolg dat organismen door temperatuurwijzigingen verzwakt raken en hun overlevingskansen en voortplantingssucces afnemen. Indien het temperatuurverschil tussen het ontvangende water en het lozingswater te groot is, dan kan er een **hitteschok/koudeschok** optreden die dodelijk is voor het organisme (Hadderingh & Janssen-Mommen, 2000; Kerkum *et al.*, 2004; Donaldson *et al.*, 2008).

Temperatuurwijzigingen hebben naast deze directe respons ook **secundaire effecten**:

Verhoogde temperaturen versnellen de **afbraak** van **organisch materiaal** met een eutrofiërend/vermestend effect op de waterloop tot gevolg (Van Wichelen *et al.*, 2023b). Het waterpeil zakt door de hogere evapotranspiratie. Hierdoor daalt de stroomsnelheid en komen soorten meer in contact met het bodemsediment, wat vaak een accumulatie van schadelijke stoffen bevat (Van Wichelen *et al.*, 2023b). **Micro-organismen** - al dan niet **pathogenen** - van waterlopen kennen door stijgende watertemperaturen een verhoogde groei (Emde *et al.*, 2016). Zo zijn schadelijke botulisme- (Lafrancois *et al.*, 2011; Anza *et al.*, 2014) en Legionella-bloeien (Caicedo *et al.*, 2016, 2019) gelinkt aan verhoogde watertemperaturen. Verschillende bacteriën, schimmels en virussen profiteren van verhoogde watertemperaturen tijdens de wintermaanden (Kerkum *et al.*, 2004). Dit in combinatie met een verhoogde input van nutriënten in het ecosysteem kan de samenstelling van het fytoplankton van groenwieren naar cyanobacteriën verschuiven (Kerkum *et al.*, 2004; Markensten *et al.*, 2010; Rao *et al.*, 2021). Bij dominantie van cyanobacteriën bestaat er een reëel risico op toxische algenbloeien met sterk schadelijke gevolgen voor het gehele ecosysteem (Van Wichelen *et al.*, 2006). Ook een vertroebeling van de waterkolom treedt hierbij op, wat dan weer gevolgen heeft voor het aandeel ondergedoken waterplanten. Deze degradatie van het aquatische milieu heeft zijn impact op hogere organismen zoals vissoorten, vogels, macroinvertebraten zoals libellen(larven) en watergebonden zoogdieren zoals de otter. De concentratie aan **opgeloste zuurstof** in water is afhankelijk van de watertemperatuur en neemt af naarmate de temperatuur toeneemt. Deze afname in zuurstofbeschikbaarheid veroorzaakt extra stress bij aquatische soorten. Bepaalde chemische stoffen kunnen ook meer beschikbaar worden voor opname door organismen bij een veranderende temperatuur (Kerkum *et al.*, 2003). Zo is de **toxiciteit** van ammoniak en ammonium onder andere afhankelijk van de watertemperatuur en deze toxiciteit verdubbelt per 10°C stijging van de watertemperatuur (Thurston *et al.*, 1981; Heugens *et al.*, 2003). Warmteminnende **invasieve** inheemse en uitheemse **soorten** kunnen goed gedijen nabij de warmtepluim van de lozing en vervolgens het watersysteem domineren, waardoor reeds aanwezige soorten in onderdrukking komen.

Ook **afkoeling** van oppervlaktewater door lozingen heeft gevolgen voor biota: Dit kan zorgen voor een vertraagde groei van soorten of latere start van het groeiseizoen (Van Wichelen *et al.*, 2023b). Hierdoor neemt de productiviteit van een ecosysteem af en kan er een shift in de

soortensamenstelling plaatsvinden waarbij voorheen minder competitieve soorten nu de kans krijgen om dominant te worden (Harezlak, 2021; Van Wichelen *et al.*, 2023b). Mismatches kunnen ontstaan tussen soorten van het aquatische ecosysteem en het terrestrische ecosysteem, waardoor voedseltekorten of net plagen van bepaalde soorten zouden optreden (Van Wichelen *et al.*, 2023b). Soorten zijn buiten hun optimale range aan temperaturen vatbaarder voor ziekten en parasieten. Bij koudeschokken van meer dan 4°C kunnen schadelijke of zelfs dodelijke effecten optreden (Harezlak & Kelderman, 2023; Van Wichelen *et al.*, 2023b). Koude temperaturen brengen in het algemeen echter minder problemen met zich mee dan temperatuurstijgingen; veel soorten zitten al in de buurt van hun maximale optimale thermische range door klimaatverandering (in onze streken eerder klimaatopwarming). De tolerantie voor hogere watertemperaturen is ook kleiner dan voor lagere temperaturen (Harezlak & Kelderman, 2023; Van Wichelen *et al.*, 2023b). Inheemse vissoorten kunnen net profiteren van lagere temperaturen doordat uitheemse soorten minder kans krijgen zich te vestigen. Koude refugia kunnen ook leiden tot meer diverse populaties en een meer resiliënt ecosysteem (Harezlak & Kelderman, 2023; Van Wichelen *et al.*, 2023b). Soorten die vooral in (bron-)beken en bovenlopen van rivieren voorkomen zijn in de regel gevoeliger voor temperatuurwijzigingen. Deze waterlopen zijn ‘s zomers vaak relatief koel doordat ze vooral door grondwater gevoed worden (Verdonschot & Verdonschot, 2020).

Buiten puur het temperatuurverschil kan ook de **duur** en **amplitude** van de lozingen bepalen of soorten al dan niet significant negatief beïnvloed worden door thermische verontreiniging. Stress door wijzigingen in omgevingstemperatuur kan leiden tot blijvende schade of zelfs mortaliteit indien de temperatuur extreme waarden bereikt of de stressperiode te lang duurt (Kerkum *et al.*, 2004). De frequentie van dergelijke lozingen speelt een rol voor de impact ervan op soorten. Extreme temperaturen kunnen tijdelijk ondergaan worden maar vragen hierna een lange herstelperiode. Een overschrijdingsfrequentie van maximaal zeven dagen per jaar boven de 30°C (in zoet water) wordt aangeraden om herstel van populaties toe te laten. Een meer frequente thermische verstoring laat onvoldoende aanpassing en herstel toe van vissoorten in het verstoorde gebied (CIW, 2004). Dit effect hangt ook af van de natuurlijke variabiliteit in temperatuur van de waterloop. In stromen waarin de natuurlijke temperatuurverschillen groter zijn dan de thermische impact van de lozing zou het negatieve effect minimaal of zelfs verwaarloosbaar zijn (Harezlak, 2021). Ook de locatie van de lozing is belangrijk. Een lozing die tot opwarming leidt van oppervlaktewater zal een negatiever effect hebben in de boven- en middenlopen (die het hele jaar door relatief koel zijn) dan in benedenlopen van rivieren en beken (Van der Aa *et al.*, 2015).

Een thermische verontreiniging leidt in de regel tot een verlaging van soortendiversiteit in het oppervlaktewater door veranderingen in het voedselaanbod en een verstoorde reproductie. Een verhoging van de watertemperatuur zal ook een grotere impact hebben bij een al hoge temperatuur van het oppervlaktewater dan bij een lagere temperatuur (Kerkum *et al.*, 2004). Een temperatuurverschil van lozingswater met oppervlaktewater van ≤ 3°C (zowel warmer als kouder) wordt aangeraden (CIW, 2004; Van Wichelen *et al.*, 2023b). Er zijn - volgens de huidige kennis - geen aanwijzingen op een ernstige ecologische impact indien deze regel wordt aangehouden (Van Wichelen *et al.*, 2023b). De temperatuur van de waterloop mag bij een temperatuurstijging door de lozing maximaal 24°C bereiken om schade aan aquatische biota te voorkomen. Veel soorten ondervinden al stress van een verhoogde watertemperatuur te wijten aan klimaatverandering en een lozing die deze temperatuur nog meer zou doen toenemen is sterk te vermijden met het oog op de bescherming en instandhouding van aquatische soorten (Van Wichelen *et al.*, 2023b). Anderzijds is de stress en fysiologische aanpassing bij een sterke afkoeling - door toedoen van koudwaterlozingen - bij soorten die al moeten acclimatiseren aan

opwarmend water (door klimaatverwarming en lozingspraktijken) mogelijks niet meer verwerkbaar (Harezlak & Kelderman, 2023; Van Wichelen *et al.*, 2023b). Zowel opwarming van water bij reeds hoge watertemperaturen als te sterke afkoeling moet dus vermeden worden.

Een temperatuurwijziging in waterlopen door lozingen kan voor aquatische soorten een migratiebarrière vormen en zo uitwisseling tussen populaties verminderen, met negatieve gevolgen door verlies aan genetische diversiteit. Als generieke norm voor lozingspluimen wordt daarom een doorsnede van maximaal 30% (of 1/3de) van de waterkolom gehanteerd (Van Wichelen *et al.*, 2023b). Dit om te verzekeren dat de gevormde barrière nog voldoende passeerbaar is voor aquatische organismen.

De opgelegde normen vermijden schadelijke stress bij soorten (i.e. de maximale watertemperatuur en het maximale temperatuurverschil tussen het lozingswater en het ontvangende waterlichaam) en de vorming van migratiebarrières (i.e. de maximale doorsnede van de lozingspluim).

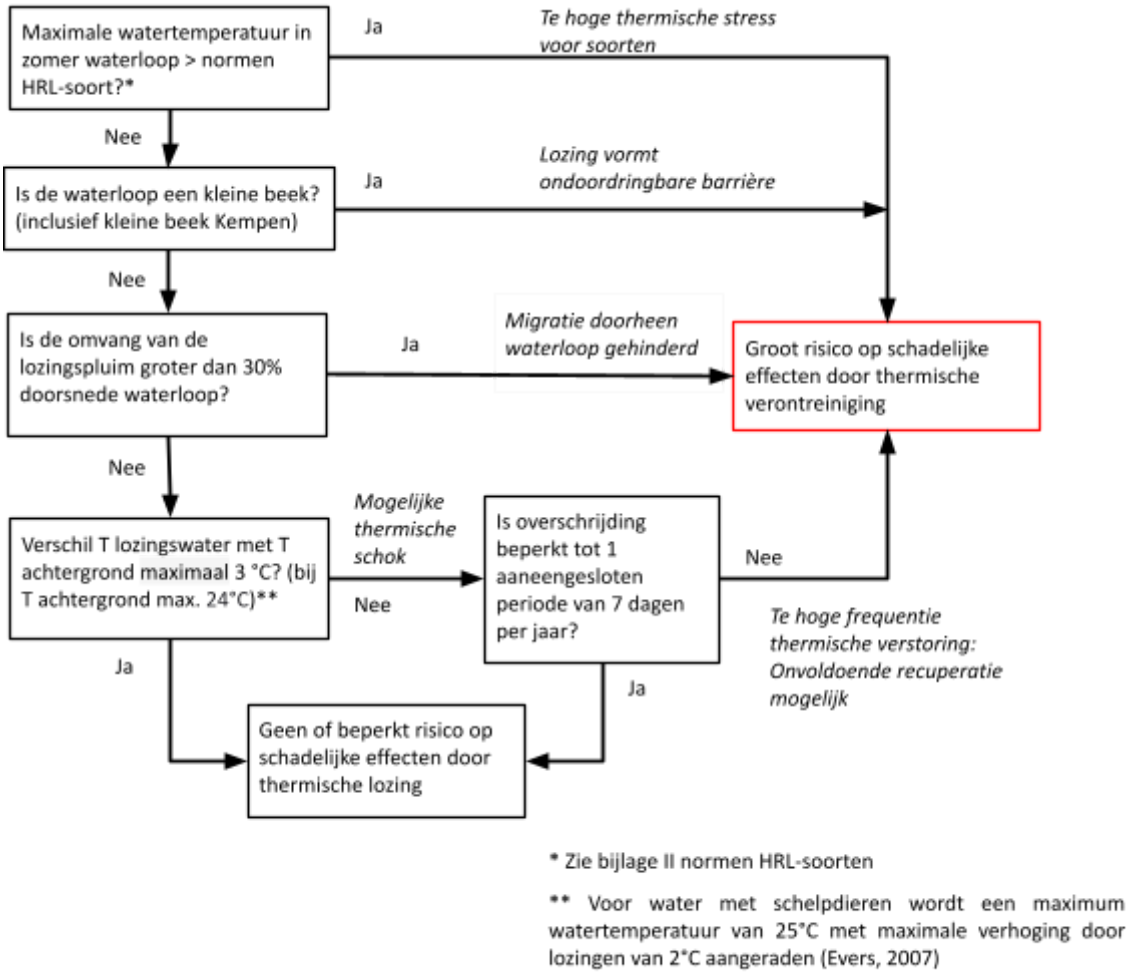
9.2 Beslissingsboom thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen

De normen voor maximale watertemperatuur moeten het hele jaar door gerespecteerd worden. ‘s Zomers mag de watertemperatuur de maximale verdraagbare temperatuur van Habitatrichtlijnsoorten niet overschrijden. Op deze manier wordt te hoge stress met permanent schadelijke effecten op de soorten vermeden.

De maximale omvang van de lozingspluim mag niet groter zijn dan 30% van de doorsnede van de waterloop. Op deze manier vormt de mengzone gecreëerd door de lozing geen onoverkomelijke migratiebarrière en wordt de migratie van soorten doorheen de waterloop ter hoogte van de lozingspluim nog voldoende toegelaten. Dit is vooral relevant voor trekvissen. Voor kleine beken is dit criterium echter niet zinvol (Departement Omgeving, 2021). Lozingen in kleine beken (Bk en BkK) die temperatuurwijzigingen met zich meebrengen hebben een invloed op de hele waterloop en vormen steeds een migratiebarrière. Daarom mag in dit type waterloop geen thermische lozing plaatsvinden.

Het temperatuurverschil van het geloosde water met de achtergrondtemperatuur van het ontvangende water mag niet groter zijn dan 3°C als algemene norm. De maximale temperatuur bij een temperatuurstijging mag niet groter zijn dan 24°C. Dit om een mogelijks letale thermische schok te vermijden bij watergebonden soorten van de waterloop. Indien dit wel het geval is dan mag de overschrijding niet langer dan 1 aangeengesloten periode van 7 dagen duren. Dit laat soorten voldoende recuperatietijd toe tussen de temperatuurwijzigingen. Als er niet aan deze criteria voldaan kan worden is er een groot risico op schadelijke effecten voor aquatische biota (met name de Habitatrichtlijnsoorten) van de waterloop waarin geloosd wordt. Op deze manier komt de realisatie van de Instandhoudingsdoelstellingen in het gedrang.

Indien het geloosde water chemisch niet verschilt van het ontvangende water, het temperatuurverschil en de omvang van de lozingspluim niet te groot is dan kan de lozing vergeleken worden met de instroom van een zijloop van de onderzochte waterloop (Van Wichelen *et al.*, 2023b). In dit geval is er geen of slechts een beperkt risico op schadelijke effecten door de thermische lozing.



Figuur C: Beslissingsboom thermische verontreiniging

9.3 Vissen en kaakloze vissen

Impact thermische verontreiniging op (kaakloze) vissoorten

Het optimale bereik aan omgevingstemperaturen van vissoorten mag geen stress veroorzaken en moet natuurlijk gedrag toelaten. Deze temperatuur is veel lager dan de letale temperatuur. De impact van thermische verontreiniging op vissen verschilt van soort tot soort en tussen levensstadia. Ook kan dit verschillen tussen standplaatsen van soorten; Vissoorten van bovenlopen van rivieren (zoals beekprik en rivierdonderpad) vereisen vaak relatief koele temperaturen (Vlaamse Overheid, 2017). Ook tussen trek- en standvissen kan onderscheid gemaakt worden. Standvissen zijn vaak minder mobiele soorten en dus afhankelijk van lokale condities. Thermische verontreiniging kan dus verregaande gevolgen hebben voor populaties van minder mobiele soorten. (Kerkum *et al.*, 2003). Meer mobiele soorten (zoals trekvissen) kunnen zelf meer geschikte condities opzoeken voor een optimale ontwikkeling (Harezlak & Kelderman, 2023; Van Wichelen *et al.*, 2023b). Migratieknelpunten kunnen dit echter serieus bemoeilijken.

Indien het verschil tussen de temperatuur van de lozingspluim en het oppervlaktewater te groot is, kan er directe sterfte optreden bij vissoorten door een thermische schok (CIW, 2004; Kerkum *et al.*, 2004). Sommige soorten halen voordeel uit een verhoogde temperatuur en zullen in hogere dichtheden bij het punt van de lozingen voorkomen. Voorbeelden van warmteminnende soorten zijn bodemwoelende vissoorten zoals brasem, blankvoorn (Kerkum *et al.*, 2003), kleine- en grote modderkruiper (OVB, 1992). Koudeminnende soorten zoals de kwabaal die in onze streken eerder aan de zuidgrens van hun verspreidingsgebied zitten zullen eerder voordeel halen uit koudwaterlozingen (Harezlak & Kelderman, 2023; Van Wichelen *et al.*, 2023b), op voorwaarde dat het temperatuursverschil met de waterloop niet te groot is. Tolerantie t.o.v. een verhoogde temperatuur hangt af onder andere van het zuurstofgehalte van het water. In snelstromend water zal het zuurstofgehalte langer voldoende blijven bij hogere temperaturen dan in traagstromend water. Tolerantie van zeevissoorten voor temperatuurwijzigingen ligt lager dan zoetwatervissoorten door gewenning aan constante en lage watertemperaturen (Kerkum *et al.*, 2004).

9.3.1 Europese paling - *Anguilla anguilla*

De Europese paling heeft een voorkeur voor relatief warm water; de optimale temperatuur voor de kweek zou 23-26°C zijn (Tesch, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Gezien zijn benthische levenswijze is vooral de temperatuur van de onderste waterlaag relevant (Klein Breteler & van Emmerik, 2005). De paling is niet goed bestand tegen lage temperaturen; Bij een temperatuur van 10°C stopt de groei van glasaal en is de activiteit en voedselopname zeer laag of gestopt (Elie & Daguzan, 1976). De minimale watertemperatuur is 1-3°C (Sadler, 1979). Bij strenge vorst met ijsvorming op het water worden palingpopulaties vaak het eerst getroffen door massale sterfte. Dit door aanhoudende lage temperatuur en zuurstofgebrek (Tesch, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Hoge temperaturen zijn echter ook nefast: Historische sterfte van de Europese paling in de Rijn wordt toegeschreven aan een combinatie van temperatuurstress, een verhoogde gevoeligheid voor roodkopziekte als gevolg van verhoogde watertemperatuur en de lage waterstand van de rivier (Kerkum *et al.*, 2004). Bij hogere watertemperaturen (20-22°C) bestaat er risico op voorkomen van de roodkopziekte (EVEX-virus) bij paling (Haenen & Engelsma, 2006). *Vibrio's* (bacteriën) op paling treden op in zoet water bij hogere temperaturen; vanaf 19°C (Reimer, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). Hoge temperaturen zorgen voor stress die de paling vatbaarder maakt voor ziektes en parasieten. In combinatie met reeds aanwezige stressoren (zoals stress door temperatuur) wordt het effect van deze ziekten op de paling verergerd (Haenen, 1995, 2000). Onderzoek op migratie van de paling heeft aangetoond dat lozingspluimen van 4°C warmer dan de waterloop migratiebarrières vormen voor de paling (Winter *et al.*, 2023).

9.3.2 Fint - *Alosa fallax*

Vanaf een watertemperatuur van 15°C kan voortplanting van fint plaatsvinden (Claridge & Gardner, 1978; Quignard & Douchement, 1991; Schulze & Schirmer, 2006; Stevens *et al.*, 2011). Onder de 14 en boven de 30°C is voortplanting niet meer mogelijk (Bilkovic *et al.*, 2002; Maes *et al.*, 2008; Greene *et al.*, 2009; Stevens *et al.*, 2011). Ideale watertemperatuur voor larvale ontwikkeling is tussen 17 en 25°C (Limburg, 1996; Aprahamian & Aprahamian, 2001; Gerkens & Thiel, 2001; Esteves & Andrade, 2008; Stevens *et al.*, 2011). Migratie van de fint is temperatuurafhankelijk (Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1988); finten verlaten zoete binnenwateren en trekken naar zee van zodra de watertemperatuur lager dan 19°C (tot 9°C) wordt (de Laak, 2009). Volwassen finten trekken de binnenwateren op om te paaien wanneer de watertemperatuur van rivieren boven de 10-12°C stijgt (Maitland & Hatton-Ellis, 2003; de Laak, 2009). Deze trek is positief gecorreleerd met stijgende temperatuur en zuurstofgehaltes

(Maes *et al.*, 2008; de Laak, 2009). Bij een sterke daling van de watertemperatuur stopt de paai. Factoren zoals een verhoogde lente- en voorzomertemperatuur kunnen andere negatieve factoren op fintpopulaties ten dele maskeren (de Groot, 1992).

9.3.3 Kleine modderkruiper - *Cobitis taenia*

De kleine modderkruiper is een warmteminnende soort (OVB, 1992). Hij zou relatief hoge temperaturen tolereren. De voorkeur van jonge dieren gaat naar warmere en ondiepe plekken (Sterba & Mohr, 1958; Seeuws *et al.*, 1999), vroege levensstadia zijn afhankelijk van hoge temperaturen voor hun ontwikkeling (Bohlen, 2003). De optimale temperatuur voor adulten ligt rond de 14°C (Sterba & Mohr, 1958; Seeuws *et al.*, 1999). De minimale watertemperatuur is 2°C (Meter, 1973; Schneiders *et al.*, 2009).

9.3.4 Grote modderkruiper - *Misgurnus fossilis*

De grote modderkruiper is een erg tolerante soort voor hoge temperaturen alsook vorst (Vlaamse Overheid, 2020). Relatief warmteminnende soort (OVB, 1992). Paaien van adulten gebeurt bij 13-14°C De optimale watertemperatuur voor de ontwikkeling van de larven is 15-24°C (Drozd *et al.*, 2009). De maximale watertemperatuur is 24°C (Alabaster & Lloyd, 1982; Van Liefferinge & Meire, 2003; Van Looy *et al.*, 2008). Er is een positief verband tussen watertemperatuur en ontwikkelingstijd van de eitjes (Bohl, 1993; van Beek, 2003).

9.3.5 Rivierdonderpad - *Cottus perifretum*

Rivierdonderpad is een eerder koudeminnende soort (Van Ommen, 1971; Adriaens *et al.*, 2008). Wateren met een maximumtemperatuur van 14-16°C zijn zeer geschikt, 18°C of hoger wordt gemeden (Kainz & Gollmann, 1989; Peters, 2005). Temperaturen van meer dan 20°C geven een stressrespons en sterke ademhaling (Adamicka, 1987; Peters, 2005). Door de beperkte mobiliteit (Morris, 1954; Mann, 1971; Waterstraat, 1992; van Beek, 2003) en sterk “homing”-gedrag (Smyly, 1957; van Beek, 2003) kan de rivierdonderpad moeilijk aan suboptimale omstandigheden door thermische verontreiniging ontsnappen. Deze soort is dus erg gevoelig voor thermische verontreiniging die tot een temperatuurstijging leidt. Reeds bij een matige temperatuurwijziging kan de reproductie van rivierdonderpadden in gevaar komen (Dorts *et al.*, 2012).

9.3.6 Rivierprik - *Lampetra fluviatilis*

De rivierprik komt voor in de boven- en middenlopen van rivieren en is gevoelig voor temperatuurstijgingen. Hij is een koudeminnende soort. De ideale watertemperatuur voor de paai ligt rond de 10°C voor beek- en rivierprikken in Nederlandse beken (Spikmans, 2014). Idealiter blijft de watertemperatuur door het jaar heen onder de 18.5°C (Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996).

9.3.7 Beekprik - *Lampetra planeri*

De beekprik is een koudeminnende soort. Hij komt voor in de bovenloop van rivieren waar het water doorgaans koeler is en is gevoelig voor temperatuurstijgingen (Vlaamse Overheid, 2017). De paaitemperatuur voor beekprikken ligt rond de 9 à 10 °C (Spikmans, 2014). De watertemperatuur blijft idealiter door het jaar heen onder de 18.5°C (Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996). De ideale watertemperatuur is rond de 12°C (Alterra, 2001).

9.3.8 Zeeprik - *Petromyzon marinus*

Veranderingen in watertemperatuur door toedoen van klimaatverandering is één van de belangrijkste redenen voor de achteruitgang van zeeprik-populaties in Europa gedurende de laatste 25 jaar (Mateus *et al.*, 2012; Hansen *et al.*, 2016). Migratie wordt gestimuleerd door toenemende dagelijkse watertemperaturen en onderdrukt door dalende watertemperaturen (Binder *et al.*, 2010; Hansen *et al.*, 2016). Een stijgende watertemperatuur doet de groei van vroege levensstadia toenemen (Holmes, 1990). Adulte zeeprikken zoeken echter koel water op (Applegate, 1950; Hardisty & Potter, 1971; Hansen *et al.*, 2016). De maximale watertemperatuur is onder de 21°C (Crombaghs *et al.*, 2000). De watertemperatuur mag niet onder de 10°C vallen voor reproductie (Manion & Hanson, 1980; Hansen *et al.*, 2016). Doordat de zeeprik (zoals alle prikken) een trekvis is, mag hij niet gehinderd worden in zijn migratie van zoete binnenwateren naar de zee en omgekeerd. In dit opzicht kunnen lozingen die temperatuurverschillen met zich meebrengen mogelijke migratie-barrières vormen. De zeeprik komt niet voor in de - thermisch stabielere - bovenlopen van rivieren zoals de beek- en rivierprik. In dit opzicht is hij minder gevoelig voor temperatuurstijgingen dan deze soorten.

9.3.9 Bittervoorn - *Rhodeus amarus*

Bittervoorn is voor zijn reproductie afhankelijk van zoetwatermosselen, voornamelijk *Unio* en *Anodonta sp.* (de Lange & van Emmerik, 2006). Zoetwatermosselen ondervinden stress van verhoogde watertemperatuur en zijn bedreigd door klimaatopwarming (Hastie et al., 2003; Spooner & Vaughn, 2008; Lurman et al., 2014; Ganser et al., 2015). Veel zoetwatermossel-soorten bevinden zich al dicht bij hun thermische tolerantie maximum dus verhoging van de watertemperatuur door klimaatverandering of door thermische verontreiniging kan zoetwatermossel-gemeenschappen ernstig bedreigen (Spooner & Vaughn, 2008), alsook de nauw geassocieerde soorten zoals de bittervoorn. Een maximale watertemperatuur van 24°C wordt aangeraden voor de bittervoorn (Schneiders *et al.*, 2009; Wohlgemuth, 1981). Voor water met schelpdieren wordt een maximale temperatuursverandering door lozingen van 2°C aangeraden (Evers, 2007).

Bittervoorn is tolerant voor lage watertemperaturen en stopt niet met foerageren in de winter. Foerageergedrag is waargenomen bij temperaturen van 1.8°C (Holčik, 1999; de Lange & van Emmerik, 2006).

9.3.10 Atlantische zalm - *Salmo salar*

De Atlantische zalm is een koudeminnende soort. De watertemperatuur mag niet veel stijgen opdat het zuurstofgehalte hoog blijft (Hendry & Cragg-Hine, 2003; de Laak, 2007). Een maximumtemperatuur van 21°C is daarom aangewezen (Cowx & Fraser, 2003; Hendry & Cragg-Hine, 2003; Van Looy *et al.*, 2008). Watertemperaturen tussen de 7 en 10.5°C zijn aangeraden voor de paaihabitat (Jordan, 1981; de Laak, 2007). Succesvolle ontwikkeling van de eieren gebeurt tussen 1.4 en 11°C (Cowx & Fraser, 2003). Boven 9°C neemt de sterfte echter snel toe (de Laak, 2007). Bij voldoende voedselbeschikbaarheid is de groei van jonge vissen optimaal bij 16°C (Elliott & Hurley, 1997; Forseth *et al.*, 2001; Jonsson *et al.*, 2001; Finstad *et al.*, 2011). De minimale watertemperatuur is zeer laag, tot -3°C (de Groot, 1990). De zalm is een trekvis. Zalmachtigen kunnen via gevoelige thermoreceptoren kleine verschillen in temperatuur waarnemen (de Laak, 2007). Zelfs beperkte thermische verontreinigingen kunnen een significant effect hebben op Atlantische zalm. De migratie kan hierdoor uitgesteld of verstoord raken (de Laak, 2007). Lozingen die een verandering in temperatuur (vooral een stijging tot boven 20°C; de Laak, 2007) van het ontvangende water veroorzaken zijn dus af te raden om de

migratie van de zalm - noodzakelijk voor een duurzame populatie - niet in het gedrang te laten komen.

9.3.11 Conclusies effect thermische verontreiniging op (kaakloze) vissen

Voor koudeminnende soorten van bovenlopen zoals de beekprik, rivierprik en rivierdonderpad zijn temperatuurwijzigingen nefast. Ook de Atlantische zalm is een eerder koudeminnende soort en zal bij thermische verontreiniging stress ondervinden en gehinderd worden in zijn migratie. Andere trekvissen dan de Atlantische zalm zoals de fint, Europese paling en zeeprik zouden toleranter zijn voor veranderingen in watertemperatuur. De omvang van de lozingspluim dient echter beperkt te blijven tot 30% van de doorsnede van de waterloop zodat de migratie van trekvissen doorheen de waterloop niet verstoord wordt. De bittervoorn is - door zijn nauwe relatie met temperatuurgevoelige zoetwatermosselen - eerder gevoelig voor temperatuurwijzigingen. Een beperkt temperatuurverschil van maximaal 2°C is aangeraden voor deze soort. De grote en kleine modderkruiper en de Europese paling zijn warmteminnende soorten en relatief tolerant naar temperatuurwijzigingen toe.

9.4 Libellen

Impact thermische verontreiniging op libellen

Verhoogde temperaturen tijdens de ontwikkeling van de larven zorgen doorgaans voor een versnelde ontwikkelingsduur. Libellenlarven gaan actief op zoek naar warmere microklimaten in de waterloop (Ketelaar *et al.*, 2002). Wanneer de watertemperatuur onder een bepaalde waarde valt - doorgaans in de winter - dan stagneert de ontwikkeling (Crombaghs & Habraken, 2002; Krekels & Kalkman, 2002). In het voorjaar - als de watertemperatuur toeneemt - versnelt de ontwikkeling weer en sluipen de libellen uit. De volledige ontwikkeling van ei tot adult kan verschillende jaren in beslag nemen. Om ontwikkeling van libellenlarven toe te laten moet de watertemperatuur stijgen tot 8-12°C (Corbet, 1999; Suhling *et al.*, 2015). Het moet vermeld worden dat deze metingen van labo-experimenten - onder een constante temperatuur - komen waardoor ze niet de natuurlijke variabiliteit van omgevingscondities in rekening brengen. Hoge watertemperaturen zijn, zoals voor alle watergebonden soorten, schadelijk voor libellen. Een stijgende watertemperatuur komt ook de waterkwaliteit niet ten goede. Globaal is de maximumtemperatuur voor larven van libellen rond de 30°C (Punzo, 1988; Ketelaar *et al.*, 2002). Thermische verontreiniging kan de levenscycli van insecten ernstig verstoren door een mismatch in de timing van levensfasen te induceren. Door verhoogde watertemperatuur tijdens de ontwikkeling van de larven kunnen deze bijvoorbeeld vroeger tot uitvliegen komen waardoor paringsucces ondermijnt wordt (Kerkum *et al.*, 2004). Ook de piek in voedselaanbod kan hierdoor gemist worden. Larven van libellen zijn goed bestand tegen relatief lage temperaturen; de dodelijke minimumtemperatuur ligt voor veel soorten onder de 0°C (Duffy & Liston, 1985; Ketelaar *et al.*, 2002).

9.4.1 Rivierrombout - *Stylurus flavipes*

De rivierrombout is een typische soort van midden- en benedenloop van grote rivieren in West- en Midden Europa, en verkiest bijgevolg een gematigde jaartemperatuur (Termaat *et al.*, 2019). Door waterkwaliteitsverbetering in Europa sinds de jaren ‘80 en ‘90 kon de soort haar verloren gegaan areaal in Europa terug koloniseren. Onder de 16°C zou de ontwikkeling van de larven stoppen; de rivierrombout heeft relatief warme watertemperaturen nodig om tot ontwikkeling te komen. Dit is idealiter 20°C (Crombaghs & Habraken, 2002). Larven verkiezen sedimenten met hogere temperaturen ((Corbet, 1999; Pavel *et al.*, 2020)). Tijdens warmere

maanden volgen de vervellingstadia zich sneller op en kennen de larven een kortere ontwikkelingstijd (Corbet, 1999; Pavel *et al.*, 2020). Opwarming van het aquatisch milieu -door puntlozingen of klimaatverandering- heeft dus waarschijnlijk een erg beperkte (en mogelijk positieve) impact op de rivierrombout.

9.4.2 Gaffellibel - *Ophiogomphus cecilia*

De gaffellibel komt voor aan brede beken en rivieren, die gekenmerkt worden door een goede stroomsnelheid en een vrij natuurlijk meanderend verloop (Boudot & Kalkman, 2015). De gaffellibel is een typische koudeminnende soort en komt voor in gebieden met een relatief koude jaartemperatuur (Termaat *et al.*, 2019). Volgens sommige bronnen zou de groei van larven stoppen bij temperaturen onder de 15°C. Anderen beweren dat de ontwikkeling op een laag pitje kan doorgaan gedurende de winter (Krekels & Kalkman, 2002). Het voorkomen van de gaffellibel in het stroomgebied van de Ruhr wordt gekenmerkt door een maximale watertemperatuur van 20°C (Riemersma & Van Der Spiegel, 1994). Opwarming van het aquatisch milieu - door puntlozingen of klimaatverandering - heeft dus een negatieve impact op deze soort.

9.4.3 Conclusies effect thermische verontreiniging op libellen.

De gaffellibel is een duidelijk koudeminnende soort. Puntlozingen die zorgen voor een temperatuurstoename in het ontvangende water worden afgeraden voor deze soort. De rivierrombout lijkt minder gevoelig te zijn voor verhoogde watertemperaturen. Beide soorten kunnen echter samen voorkomen (Krekels & Kalkman, 2002).

9.5 Mollusken

Impact thermische verontreiniging op mollusken

Bij een toenemende watertemperatuur neemt de activiteit van mollusken toe. Dit kan leiden tot voedselgebrek en verhongering indien de watertemperatuur te hoog is. Mollusken zoals zoetwatermosselen (zie 9.3.9 voor effecten thermische verontreiniging op bittervoorn) zijn bedreigd door klimaatopwarming en ondervinden stress van verhoogde watertemperaturen (Hastie *et al.*, 2003; Baron, 2005; Spooner & Vaughn, 2008; Lurman *et al.*, 2014; Ganser *et al.*, 2015). Veel soorten bevinden zich al dicht bij hun thermische tolerantie maximum dus een verhoging van de watertemperatuur door klimaatverandering of door thermische verontreiniging kan zoetwatermossel-gemeenschappen ernstig bedreigen (Spooner & Vaughn, 2008). Voor water met schelpdieren wordt een maximum watertemperatuur van 25°C met maximale verhoging door lozingen van 2°C aangeraden (Evers, 2007).

9.5.1 Platte schijfhoren - *Anisus vorticulus*

De platte schijfhoren is een thermisch robuuste soort die bevroren wateren in de winter en droogvallende wateren in de zomer tolereert. Bij hogere watertemperaturen in de lente en zomer ligt de groeisnelheid relatief hoog (Glöer & Groh, 2007). De gerelateerde soort *Gyraulus albus* (de witte schijfhoren) werd bij een onderzoek in hogere densiteiten gevonden bij de uitlaat van opgewarmd koelwater dan bij de koelere inlaat, wijzend op een voorkeur voor warmere temperaturen (Hadderingh, 1975).

9.5.2 Zeggekorfslak - *Vertigo moulinsiana*

De zeggekorfslak komt niet in het water voor maar in zeggenvegetaties (*Carex sp.*) langs oppervlaktewateren. Hierdoor is de watertemperatuur van minder belang voor deze soort. De algemene norm van 25°C voor maximale watertemperatuur moet volstaan.

9.5.3 Conclusies effect thermische verontreiniging op mollusken

De platte schijfhoren kent een breed thermisch bereik qua watertemperaturen waarin hij voorkomt. De zeggekorfslak komt doorgaans niet in het oppervlaktewater voor maar in de oevervegetatie. Beide soorten zouden binnnen de VLAREM II normen van maximaal 25°C voldoende beschermd moeten zijn.

9.6 Zoogdieren

9.6.1 Europese otter - *Lutra lutra*

Watergebonden zoogdieren zoals de Europese otter kunnen in een groot bereik aan temperaturen voorkomen; in Groot-Brittannië gaat dit van 0-22°C (Kruuk *et al.*, 1987, 1994). De Europese otter is dankzij een dichte pels goed aangepast aan koude watertemperaturen (Scholander *et al.*, 1950; Kruuk *et al.*, 1994). Het metabolisme van de Europese otter wordt - vooral bij koudere temperaturen - sterk bepaald door de watertemperatuur (Kruuk *et al.*, 1994). Warme temperaturen leveren weinig directe stress op voor de Europese otter. De temperatuurverandering door een lozing mag het visbestand - dat als belangrijkste voedselbron van de Europese otter veel gevoeliger is voor veranderingen in watertemperatuur dan de otter zelf - echter niet doen afnemen.

9.6.2 Conclusies effect thermische verontreiniging op Europese otter

Door zijn warmbloedige karakter is de Europese otter bestand tegen temperatuurwijzigingen. Het visbestand in zijn leefgebied mag hier echter niet significant door afnemen.

9.7 Planten

9.7.1 Drijvende waterweegbree - *Luronium natans*

Onderzoek op drijvende waterweegbree in Poolse meren toont aan dat de soort een duidelijke voorkeur heeft voor hogere watertemperaturen (Banaś *et al.*, 2023). Dit kan zijn doordat de soort vooral in ondiepe wateren voorkomt, die overdag snel opwarmen. In de lente kan vanaf watertemperaturen van 10°C de groei en ontwikkeling beginnen (Szmeja & Bazydlo, 2005). *Luronium natans* kan groeien in kanalen met afvalwater dat tot thermische verontreiniging leidt in de waterloop (Shaw, 1963; Willby & Eaton, 1993).

9.7.2 Conclusies effect thermische verontreiniging op drijvende waterweegbree

Drijvende waterweegbree verdraagt relatief hoge temperaturen van het oppervlaktewater en zal weinig hinder ondervinden van een opwarming van oppervlaktewater door toedoen van lozingen. De huidige norm van een maximale watertemperatuur van 25°C en maximale opwarming van 3°C (VLAREM II) zou moeten volstaan voor deze soort.

10. Zoutlozingen

10.1 Inleiding

Door toedoen van menselijke activiteiten is er de laatste decennia een verhoogde influx van ionen in zoetwatersystemen. De concentratie van opgeloste zouten in water is één van de belangrijkste parameters die wereldwijd de aquatische biodiversiteit vormgeeft (Reid *et al.*, 2019; Cunillera-Montcusí *et al.*, 2022). Het zoutgehalte is dan ook een belangrijke determinant voor de verspreiding van soorten gebonden aan watersystemen. Zoet water bevat maximaal een zoutgehalte van 5 ‰ (0.5 g/L; Venice system, 1959). Het zoutgehalte in water wordt opgemaakt uit de combinatie van de volgende anorganische ionen: Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Cl^-, SO_4^{2-}, CO_3^{2-} en HCO_3^- (Williams, 1987; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Fluctuaties in zoutgehaltes worden veroorzaakt door neerslag, verdamping, kwel en zoutlozingen (Evers, 2007). Zouttoename in wateren door menselijke activiteiten - zoals zoutlozingen - noemen we secundaire verzilting. Deze secundaire verzilting is een globaal probleem dat een reëel risico aan biodiversiteitsverlies en verlies aan ecosysteemdiensten in rivieren, moerassen en meren inhoudt (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Bronnen van deze verzilting zijn onder andere de run-off van irrigatiewater van landbouw in rivieren (Kefford, 1998; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013) en van strooizout tijdens de wintermaanden (Williams *et al.*, 2000; Karraker, 2007; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Ook via afvalwater komen hoge concentraties aan zouten in rivierwater terecht (Silva *et al.*, 2000; Williams *et al.*, 2003; Lerotholi *et al.*, 2004; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Verhoogde concentraties aan $NaCl$ en SO_4^{2-} verhogen de beschikbaarheid aan schadelijke polluenten in de waterkolom (Baldwin *et al.*, 2006; Bernhardt & Palmer, 2011).

De gevolgen van deze verhoogde zoutconcentraties in waterlopen op biota kunnen verregaand zijn. Elk aquatisch organisme dient een interne zoutbalans te handhaven die te veel verlies aan vocht aan het water of opname van vocht vanuit het water vermijdt. Dit wordt ook wel uitgedrukt als het osmotisch drukverschil. Indien de interne zoutconcentratie gelijk is aan de externe zoutconcentratie dan is het organisme in balans met zijn aquatische omgeving. Veranderingen in het zoutgehalte van oppervlaktewater door lozingen dwingen soorten om indien mogelijk hun interne zoutconcentratie aan te passen aan de omgeving om zo het osmotische drukverschil te verkleinen of ionen actief te excreteren bij een te zoute omgeving. Dit veroorzaakt stress voor het organisme en deze zoutbalans weer herstellen komt met een energetische kost (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Indien deze verandering in zoutconcentratie te snel optreedt of een te hoog niveau bereikt, kan de aquatische biota zich niet aanpassen en treedt schade aan het organisme op - door uitdroging of door over-hydratatie - met vaak de dood tot gevolg. Vooral soorten van zoet water zijn extra gevoelig hiervoor. Hun weefsel is niet aangepast om rechtstreeks ionen uit te wisselen met de omgeving. Ze moeten dus actief de ionenbalans regelen. Dit is echter alleen mogelijk bij een laag zoutgehalte van de omgeving (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Zouten kunnen in deze zin aanzien worden als toxische stoffen (Kefford *et al.*, 2002). Aquatische dieren vertonen ook een ontwijkende respons op verhoogde zoutgehaltes. Een diapauze kan worden ingezet gedurende welke eieren of cysten verhoogde zoutgehaltes kunnen tolereren (Bailey *et al.*, 2004; Karraker, 2007; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Soorten met gelimiteerde mobiliteit kunnen zich naar meer ondiepe delen van de waterkolom verplaatsen om te overleven (Dunlop *et al.*, 2005; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Soorten met een hoge mobiliteit kunnen dan weer naar waterlopen met lagere zoutgehaltes

migreren (Hart *et al.*, 1991; James *et al.*, 2003; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Migrerende soorten kunnen in hun migratie doorheen waterlopen gehinderd worden doordat verschillen in zoutgehaltes tussen de lozingspluim en het ontvangende water voor een ontwijkende reactie zorgen. Analoog aan lozingen met een temperatuurverschil tussen het lozingswater en de ontvangende waterloop wordt aangeraden dat de lozingspluim een maximale doorsnede van 30% van de waterloop heeft (Van Wichelen *et al.*, 2023b). Onder deze norm zal de migratiebarrière die de lozingspluim vormt nog voldoende passeerbaar zijn voor migrerende aquatische soorten (met in het bijzonder migrerende vissoorten). In het algemeen zorgt een verhoogde zoutconcentratie ervoor dat zoetwatersoorten verdwijnen uit het systeem (Evers, 2007), de biodiversiteit daalt en er alleen meer zouttolerante soorten ter plaatse blijven.

Het zoutgehalte bepaalt ook indirect de dichtheid aan vegetatie in een waterloop (Reynolds & Reynolds, 1975; Witte & Groenendijk, 1999). Een te hoog zoutgehalte is toxisch voor veel watergebonden planten. Voor soorten - zoals libellen en vissen - die profiteren van vegetatie langs of in waterlopen kan een verhoging van het zoutgehalte zorgen voor een verlies aan hun habitat en dus een achteruitgang van deze soorten. Verhoogde zoutconcentraties kunnen ook leiden tot algenbloeien door een hogere beschikbaarheid van natuurlijk gelimiteerde ionen in oppervlaktewater (Karraker, 2007; Coring & Bäthe, 2011). Ook parasieten kunnen een verhoogde transmissie vertonen bij verhoogde zoutgehaltes (Piscart *et al.*, 2007; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Verzilting van rivieren heeft dus een grote impact op lokale ecosystemen en hun processen (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2013). Vaak wordt het zoutgehalte uitgedrukt in chloride-concentraties, aangezien dit het meest algemene ion is dat zoutgehaltes bepaald (Evers, 2007). In Vlaanderen wordt de maximale chlorideconcentratie in zoetwatersystemen voor kleine beken tot kleine rivieren op maximaal 120 mg/L chloride en voor grote tot zeer grote rivieren op maximaal 200 mg/L gelegd (beide als 90-percentielen; Schneiders et al., 2009; BVR, 2010). In de zomermaanden zal door evapotranspiratie het zoutgehalte in zoete wateren maximaal zijn. Om deze reden wordt best het maximum in de zomermaanden gemeten als maatstaf (Evers, 2007).

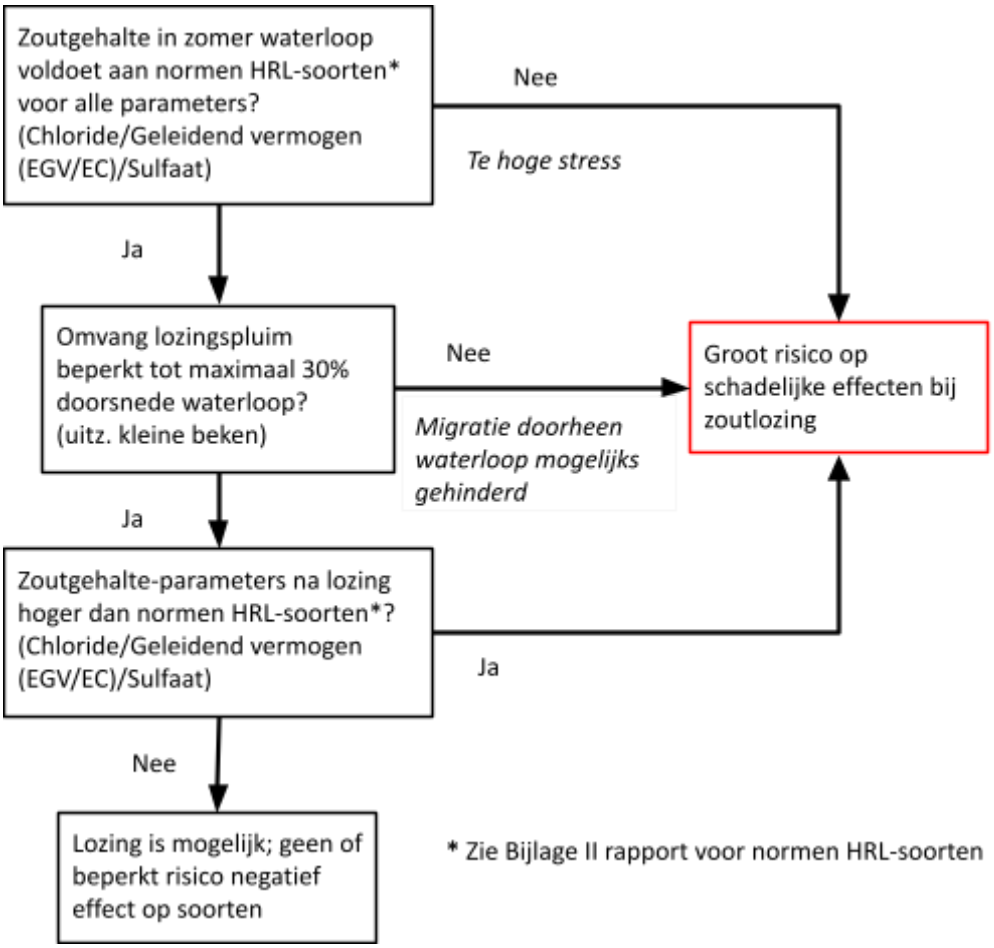
De opgelegde normen qua zoutgehalten zouden geen significante stress bij soorten van ontvangende waterlichamen mogen opleveren. De maximale omvang van de lozingspluim moet migratie van soorten doorheen de waterloop toelaten.

10.2 Beslissingsboom zoutlozingen:

Door versnelde evaporatie van water bij hogere temperaturen is het zoutgehalte ‘s zomers in veel waterlopen op zijn hoogst. Daarom moet het zoutgehalte indien mogelijk in de zomer gemeten worden. Hiervoor wordt gekeken naar de chlorideconcentratie (Cl^-), het geleidend vermogen of de elektrische conductiviteit (afgekort als EGV of EC) en de concentratie aan sulfaat (SO_4^{2-}). Al deze parameters moeten in orde zijn om schadelijke effecten op aquatische biota te vermijden. Het zoutgehalte in de waterloop mag voor de lozing de soortspecifieke norm niet overschrijden.

Ook bij zoutlozingen mag de lozingspluim niet groter zijn dan 30% van de doorsnede van de waterloop. Op deze manier wordt de migratie van soorten doorheen de waterloop nog toegelaten en niet significant gehinderd. Dit is vooral relevant voor trekvissen. Voor kleine beken is dit criterium echter niet zinvol (Departement Omgeving, 2021). Lozingen in kleine beken (Bk en BkK) die wijzigingen in het zoutgehalte met zich meebrengen hebben een invloed op de hele waterloop en vormen steeds een migratiebarrière. Daarom mag in dit type waterloop geen zoutlozing plaatsvinden.

De waterloop moet voldoende ruimte toelaten opdat de soortspecifieke normen niet overschreden worden na lozingen. Indien de soortspecifieke normen qua zoutgehalten overschreden worden ondervinden de organismen te hoge osmotische stress met significante schadelijke effecten tot gevolg. In dit geval is er een groot risico op schade bij soorten in de waterloop en komt de realisatie van de Instandhoudingsdoelstellingen in het gedrang.



Figuur D: Beslissingsboom zoutlozingen

10.3 Vissen en kaakloze vissen

Impact zoutlozingen op (kaakloze) vissoorten

Vissoorten respireren in het water via hun kieuwen en zijn daardoor extra gevoelig voor veranderingen in het zoutgehalte van water. Bij een te hoge interne zoutbalans ten opzichte van de omgeving neemt de vis te veel water op van zijn omgeving waardoor het bloed te veel verdund wordt: de osmotische druk van de vis is hoger dan van het omgevingswater. Bij een te lage interne zoutbalans verliest de vis vocht aan het water waardoor hij uitdroogt: de osmotische druk van de vis is lager dan van het omgevingswater. Vroege levensstadia zijn gevoeliger voor fysische en chemische stressoren dan adulte vissen (Holliday, 1969; Bohlen, 1999). De limiet voor chloride-concentraties in (zeer) grote rivieren voor viswateren is 200 mg/L. De limiet voor sulfaat-concentraties in (zeer) grote rivieren is 150 mg/L. De limiet voor elektrische geleidbaarheid (maat voor ionen in water) in (zeer) grote rivieren is 1000 µS/cm (Schneiders *et al.*, 2009). Vissoorten die een migratie kennen tijdens hun levensloop (met name anadrome en katadrome soorten zoals de Europese paling, de Atlantische zalm en de zeeprik) zijn aangepast aan een bredere reikwijdte aan zoutgehaltes en doorgaans minder gevoelig aan veranderingen in zoutgehaltes.

10.3.1 Europese paling - *Anguilla anguilla*

Als katadrome trekvis wisselt de Europese paling tijdens zijn levensloop tussen zoet en zout water. Ook tijdens het opgroeien kan de paling wisselen tussen het marien- en zoetwatermilieu (Farrell & Lutz, 1975). Palingen die in de nabijheid van de kust in binnenwateren leven, trekken regelmatig naar zee om voedsel te zoeken (Bertin, 1956; Müller, 1975; Klein Breteler & van Emmerik, 2005). De paling lijkt zich dus relatief makkelijk aan te passen aan veranderende zoutgehaltes in het water, weliswaar binnen een natuurlijk bereik.

10.3.2 Fint - *Alosa fallax*

De fint is een anadrome trekvis: volwassen vissen leven voor de kust en op zee. Ze migreren in het voorjaar naar de zoetwater zone van rivieren om te paaien. Amerikaanse elften (*Alosa sapidissima*) hebben twee tot drie dagen gewenningsperiode nodig in de brakwaterzone om zich aan te passen aan de overgang van zout naar zoet water (Klauda *et al.*, 1991; Greene *et al.*, 2009; Stevens *et al.*, 2011). Finten kunnen zowel in zoet als in zout water paaien (Aprahamian, 1988; Thiel *et al.*, 1996; Schulze & Schirmer, 2006; Stevens *et al.*, 2011). Eieren en dooierzaklarven van de Amerikaanse elft kunnen in brak water overleven (Zydlewski & McCormick, 1997). Larven van Amerikaanse elft hebben de hoogste overleving bij een saliniteit tussen 0-5 ‰ (Zydlewski & McCormick, 1997; Jia *et al.*, 2009). Europese elft-larven hebben de laagste sterftecijfers bij een saliniteit van 10‰ (Bardonnet & Jatteau, 2008). Stevens et al. (2011) raadt een optimaal zoutgehalte van 0-5 ‰ aan, gelet op de voorkeur voor paaien in zoetwater en de ruime zouttolerantie van de larven. Zoutgehalte boven 10 ‰ wordt als ongunstig beschouwd voor de paaihabitat en de geschiktheid voor fintlarven neemt lineair af tussen 5 en 30 ‰ (Stevens *et al.*, 2011). Op basis van Ellenberg-zoutgetallen is de range van chlorideconcentraties voor fint tussen 300 en 35000 mg/L (van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007). Het zoutgehalte is een belangrijke factor voor de geschiktheid van voortplantingshabitat, alsook voor de overleving van finteneieren en larven (Stevens *et al.*, 2011).

10.3.3 Kleine modderkruiper - *Cobitis taenia*

Een belangrijke bedreiging voor de kleine modderkruiper is een verandering in de chemische waterkwaliteit, waaronder veranderingen in de ionenbalans (Vlaamse Overheid, 2017). Kleine modderkruiper ontwikkelt succesvol bij een zoutgehalte tussen 0.12 en 4.80 ‰. Vanaf 6.00 ‰ was netto productie sterk gereduceerd (Bohlen, 1999). Op basis van Ellenberg-zoutgetallen is de tolerantie t.o.v. chlorideconcentraties voor kleine modderkruiper maximaal 1000 mg/L (van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007).

10.3.4 Grote modderkruiper - *Misgurnus fossilis*

De grote modderkruiper is een soort van zoet water maar hij vertoont een tolerantie voor zout water tot 1000 mg Cl/L (4000 µS/cm) (Paulissen & Schouwenberg, 2007; Janssen *et al.*, 2008; Van Wichelen *et al.*, 2023a).

10.3.5 Rivierdonderpad - *Cottus perifretum*

Rivierdonderpad is een typische zoetwatersoort. Hij is echter in Nederland ook in een poldergebied en nabij de Oosterschelde gevonden. Dit doet vermoeden dat zijn zouttolerantie tot zwak brak/oligohalien water gaat (0.3-3 mg/L chloride volgens definitie watertypen; Peters, 2005). Op basis van Ellenberg-zoutgetallen gaat de tolerantie van rivierdonderpad voor chlorideconcentraties echter tot 3000 mg/L (van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007) wat duidt op een tolerantie voor licht brakke wateren. Dit wordt ook door andere auteurs bevestigd (Van Ommen, 1971; Peters, 2005).

10.3.6 Rivierprik - *Lampetra fluviatilis*

Op basis van Ellenberg-zoutgetallen is de range van chlorideconcentraties voor rivierprik tussen 300 en 35000 mg/L (van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007) wat duidt op een tolerantie voor brakke wateren.

10.3.7 Beekprik - *Lampetra planeri*

De beekprik is een zoetwatersoort van de boven- en middenlopen van beken en rivieren. Hij blijft zijn hele levensloop in deze wateren. Aldus verdraagt hij geen brak water of water waarin het zoutgehalte artificieel verhoogd wordt.

10.3.8 Zeeprik - *Petromyzon marinus*

Op basis van Ellenberg-zoutgetallen is de range van chlorideconcentraties voor zeeprik tussen 300 en 35000 mg/L (van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007) wat duidt op een tolerantie voor brakke wateren.

10.3.9 Bittervoorn - *Rhodeus amarus*

Bittervoorn is een typische zoetwatersoort en kan geen hoge concentratie zout verdragen (de Lange & van Emmerik, 2006). Op basis van Ellenberg-zoutgetallen is de tolerantie t.o.v. chlorideconcentraties voor bittervoorn maximaal 1000 mg/L (van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007). Ook de zoetwatermosselen waar hij van afhankelijk is zijn gevoelig voor een sub-optimale waterkwaliteit en verdragen geen verzilting van het water (Gillis, 2011; Ercan & Tarkan, 2014; Beggel & Geist, 2015).

10.3.10 Atlantische zalm - *Salmo salar*

De zalm ondergaat tijdens de migratie tussen de open zee en de binnenwateren een grote verandering in zoutgehaltes. De larven die de zee op trekken (de “smolts”) hebben tijdens hun migratie tijd nodig om zich aan te passen aan toenemende zoutgehaltes. Indien de aanpassing bemoeilijkt wordt, is de vis vatbaarder voor onder andere predatie. Volwassen dieren moeten zich ook aanpassen aan een zoeter milieu bij het migreren naar de binnenwateren vanaf de zee, hoewel dit veel sneller gebeurt dan bij de “smolts” (de Laak, 2007). Op basis van Ellenberg-zoutgetallen is het bereik aan chloride tussen de 0 en de 35 g/L (Janssen & Schaminée, 2004; Paulissen & Schouwenberg, 2007). Zalmachtigen kunnen via gevoelige receptoren kleine verschillen in waterkwaliteit waarnemen (de Laak, 2007). Dit geldt ook voor het zoutgehalte. Scherpe veranderingen in zoutgehalte kunnen voor trekvissen een migratiebarrière vormen. Daarom is het aangewezen om vooral voor trekvissen zoals de zalm, zeeprik en fint de lozingspluim in doorsnede te beperken om de migratie niet significant te hinderen.

10.3.11 Conclusies effect zoutlozingen op (kaakloze) vissen

Vissoorten die tijdens hun levensloop migreren tussen zoete en zoute wateren zoals de fint, Europese paling, Atlantische zalm, rivierprik en zeeprik zullen minder gevoelig zijn voor osmotische stress door verhoogde zoutgehalten. Deze gevoeligheid kan wel variëren naargelang het levensstadium. De migratie van deze treksoorten kan verstoord worden door zoutlozingen indien de lozingspluim niet binnen de aangeraden doorsnede van de waterloop blijft (maximaal 1/3de doorsnede). Erg standvastige vissoorten zoals de grote modderkruiper zijn weinig mobiel en dus erg gevoelig voor wijzigingen in het leefgebied van de soort. De rivierdonderpad toont een zeker tolerantie voor brakke wateren. De kleine en grote modderkruiper, beekprik en bittervoorn zijn typische zoetwatersoorten en verdragen geen verzilting van hun habitat.

10.4 Libellen

Impact zoutlozingen op libellen

De meeste libellensoorten zijn strikt gebonden aan zoetwater (Kalkman *et al.*, 2008). Larven van West-Europese libellensoorten kunnen zich niet ontwikkelen in zout water (Ketelaar *et al.*, 2002). Verschillende soorten zijn echter tolerant voor (beperkte) zoutgehaltes in het water (Zinchenko & Golovatyuk, 2013; Uboni *et al.*, 2020) en leven in (licht) brakke habitats zoals getijdenrivieren (Vermeulen, 2020) en zoutmoerassen (Catling *et al.*, 2006). In het algemeen zijn libellen slechts beperkt bestand tegen zoute omstandigheden in het oppervlaktewater. Bij een stijgend zoutgehalte zullen dus de meeste libellensoorten verdwijnen (Umeozor, 1993; Ketelaar *et al.*, 2002). Ook zal het zoutgehalte de dichtheid aan vegetatie in een habitat bepalen (Reynolds & Reynolds, 1975; Witte & Groenendijk, 1999). Libellenlarven profiteren van vegetatie als schuil- of jachtplek (veel prooidieren houden zich op in vegetatie). Libellensoorten vereisen dus steeds zoet water voor een succesvolle voortplanting. Enkele soorten kunnen ook in licht brakke wateren tot voortplanting komen, maar dit is eerder een uitzondering dan de regel.

10.4.1 Rivierrombout - *Stylurus flavipes*

De rivierrombout komt vooral voor in midden- en benedenlopen van rivieren (De Knijf et al. 2006, 2002). Deze habitats worden gekenmerkt door zoete tot maximaal licht brakke condities. De rivierrombout zou afgaande op zijn habitats dus maximaal licht brakke condities verdragen.

Het zoutgehalte van het oppervlaktewater dient voor de overleving van de larven idealiter erg laag te blijven.

10.4.2 Gaffellibel - *Ophiogomphus cecilia*

De gaffellibel komt vooral voor in grote beken en rivieren (Boudot & Kalkman, 2015) en is een typische zoetwatersoort. In deze systemen zijn zoutconcentraties zeer laag. Relatief hoge zoutgehaltes worden niet verdragen.

10.4.3 Conclusies effect zoutlozingen op libellen

Libellen zijn typische zoetwatersoorten. Verhoging van het zoutgehalte tot licht brak of brakke toestanden (rond de 0.3 - 0.5 g/L) zal de overleving van de larven in gevaar brengen. Het volgen van de basismilieukwaliteitsnormen voor chloride-concentraties - bepaald per watertype (VLAREM II) - zou voor beide behandelde soorten moeten volstaan.

10.5 Mollusken

Impact zoutlozingen op mollusken

Mollusken hebben ionen zoals calcium nodig voor hun schelpvorming tijdens de ontwikkeling. In dit opzicht mag de ionenconcentratie in het water niet te laag zijn om voldoende opname van deze kritische nutriënten toe te laten. Mollusken kunnen echter gezien worden als stenohaliene soorten; ze verdragen slechts kleine veranderingen in het zoutgehalte van de omgeving. Typische zoetwatersoorten -zoals de behandelde slakkensoorten- zijn doorgaans niet bestand tegen verzilting van hun leefgebied. Vergeleken met andere macro-invertebraten van stromend water zijn mollusken gevoelig voor veranderingen in zoutgehaltes (Zinchenko & Golovatyuk, 2013).

10.5.1 Platte schijfhoren - *Anisus vorticulus*

Onderzoek heeft aangetoond dat de platte schijfhoren gevoeliger is voor chloride-concentraties dan de glanzende schijfhoren (*Segmentina nitida*) en de fraaie pluimdrager (*Valvata macrostoma*; (Watson, 2002)). De platte schijfhoren komt niet voor in brakke biotopen, zelfs niet in licht brakke omstandigheden (Boettger, 1944; Gmelig Meyling & de Bruyne, 2005). Zijn voorkomen in afwateringskanalen in Engeland is gekenmerkt door lage chlorideconcentraties van maximaal 54 ± 35 mg/L (Watson *et al.*, 2004). Ook lage natriumconcentraties zijn kenmerkend voor het leefgebied van deze soort (Gmelig Meyling *et al.*, 2007). Het zoutgehalte dient lager dan 0.7 ‰ te zijn (Gmelig Meyling *et al.*, 2007). De elektrische geleidbaarheid van vindplaatsen van *Anisus vorticulus* in afwateringskanalen in Engeland spannen van 344 (208-408) tot maximaal 1174 µS/cm (Willing & Killeen, 1998). De influx van gebiedsvreemd water met een hoge ionenvracht kan populaties van de platte schijfhoren doen afnemen of zelfs verdwijnen (Boesveld, 2010).

10.5.2 Zeggekorfslak - *Vertigo moulinsiana*

De zeggekorfslak is afwezig in zoute en licht brakke biotopen (Boesveld *et al.*, 2011). In door zout beïnvloede rietvelden in de Oostzee of in lagunewateren wordt *V. moulinsiana* niet aangetroffen (Jueg *et al.*, 2007). Hij is dus gevoelig voor verzilting van zijn habitat. Typische habitatsoorten zoals moeraszegge (*Carex acutiformis*) komen niet voor in brakke omstandigheden.

10.5.3 Conclusies effect zoutlozingen op mollusken

Het water in het leefgebied van de platte schijfhoren en zeggekorfslak dient steeds zoet te blijven. Verzilting tot (licht) brakke condities wordt niet verdragen door de behandelde soorten.

10.6 Zoogdieren

10.6 Europese otter - *Lutra lutra*

De Europese otter is weinig gevoelig voor chemische parameters van waterlopen en de directe gevolgen van wijzigingen hierin door menselijke activiteiten. Brakke en zelfs zoute wateren kunnen dienstdoen als leefgebied (Vlaamse Overheid, 2022). Hij is dus erg tolerant voor verhoogde zoutgehaltes in water. Een goed visbestand is een belangrijke vereiste voor het voorkomen van de Europese otter dus de zoutlozing mag geen te grote druk uitoefenen op vissoorten van de waterloop als prooidieren van de otter.

10.6 Conclusies effect zoutlozingen op Europese otter

De Europese otter is niet gevoelig aan verzilting van oppervlaktewater. Prooidieren (vooral vissoorten) kunnen hier echter wel gevoelig aan zijn. Zoutlozingen die het visbestand te sterk doen dalen zijn dus niet gewenst voor de Europese otter.

10.7 Planten

10.7.1 Drijvende waterweegbree - *Luronium natans*

Bij planten kan verzilting tot verminderde opname van essentiële nutriënten zoals kalium en fosfaat leiden (Ter Heerdt, 1995; Paulissen & Schouwenberg, 2007). *L. natans* is zeer gevoelig voor verzilting en zal hierbij verdwijnen (Verdonschot *et al.*, 2003; Paulissen & Schouwenberg, 2007). Op vindplaatsen van *L. natans* in stromende en stilstaande wateren in Vlaanderen zijn de chloride-concentraties ver onder de zoet water-brakwater grens gelegen (maximaal 81 mg/L; data INBO). Op basis van Ellenberg zoutgetallen is de gemiddelde zoutwaarde 76.0 mg/L en de chloride-range van minimaal 0 tot maximaal 226.9 mg/L (±2SD; Paulissen & Schouwenberg, 2007). Dit komt overeen met zoet water (maximaal 500 mg/L; Venice system, 1959).

10.7.2 Conclusies effect zoutlozingen op drijvende waterweegbree

Drijvende waterweegbree tolereert geen verzilting. Lozingen die een toename in het zoutgehalte van het water teweegbrengen zijn niet wenselijk voor een duurzame populatie van deze soort.

11. Wisselwerkingen stressoren

11.1 Inleiding

Stressoren op soorten komen zelden alleen voor; vaak is er een grote variatie aan bronnen van verstoring/stress op soorten. Deze stressoren kunnen elkaar versterken, bijvoorbeeld door interactie tussen polluenten of door additie van predatiedruk. Dit plaatst een belangrijke kanttekening bij de wettelijk bepaalde normen en gevoeligheden van soorten voor de hierboven beschreven stressoren.

In ecotoxicologische testen worden biota blootgesteld aan concentraties van toxische polluenten terwijl andere abiotische en de biotische omstandigheden optimaal worden gehouden. Dit om onderzoekers toe te laten puur het effect van de toxische stof te meten. Hoewel deze set-up toelaat om nauwkeurig effecten te meten, weerspiegelen deze experimenten niet de natuurlijke situatie waarin soorten zich bevinden (Stoks *et al.*, 2015). Zo kan de toevoeging van natuurlijke drukken zoals **temperatuurstress**, **competitie** of **predatiedruk** in de natuurlijke omgeving ervoor zorgen dat de gevoeligheid van soorten voor toxische stoffen toeneemt. **Tolerantiewaarden** bekomen uit **laboexperimenten** zijn hierdoor vaak een **onderschatting** van de gevoeligheid van soorten voor gemeten stressoren. De vastgelegde normen zijn slechts zinvol indien andere stressoren afwezig zijn of een beperkte impact hebben op de soort.

11.2 Pesticiden & bacteriën:

Niet-pathogene bacteriën kunnen in aanwezigheid van toxische stoffen zoals pesticiden de fitness van soorten reduceren door het negatieve effect van deze stoffen te versterken (Stoks *et al.*, 2015). Zo kan de niet-pathogene bacterie *E. coli* de fitness van waterjuffers doen afnemen (gemeten als groei en vetopslag). Blootstelling aan deze bacterie versterkte de toxiciteit van het pesticide chlorpyrifos (Janssens & Stoks, 2013).

11.3 Predatiedruk & toxiciteit:

Bij aanwezigheid van predatiedruk neemt de gevoeligheid van soorten voor toxische stoffen toe. Bij verontreiniging door pesticiden in een ecosysteem met predatoren treden er negatieve effecten op, mogelijks door **energetische limitatie**. Aanwezigheid van alleen pesticiden (in niet te hoge concentraties) kan door detoxificatie- en herstelprocessen nog gemitigeerd worden, maar bij extra aanwezige stressoren (zoals predatie) die met hun eigen energetische kost komen, moeten er keuzes gemaakt worden (Stoks *et al.*, 2015).

11.4 Temperatuur & toxiciteit / pathogenen

Ook al is het negatieve effect van een temperatuurwijziging beperkt, de veroorzaakte fysiologische stress in combinatie met andere al aanwezige stressfactoren zoals waterverontreiniging kan ervoor zorgen dat schadelijke of zelfs dodelijke effecten sneller optreden (Nolan, et al. 2000). Grenswaarden van temperatuurmaxima (en -minima) voor soorten via labo-experimenten onder ideale condities zijn hierdoor geen correcte weerspiegeling van de werkelijke situatie. Dit leidt tot een onderschatting van de kwetsbaarheid van soorten voor temperatuurwijzigingen.

Macroinvertebraten in Europa zullen in de toekomst meer onder druk komen te staan door klimaatopwarming. Verwacht wordt dat de gevoeligheid van gemeenschappen van invertebraten voor stressoren (vooral metalen) zal toenemen bij toenemende gemiddelde temperaturen (Sinclair *et al.*, 2024). Voor macroinvertebraten zoals waterjuffers, gewend aan lagere temperaturen, treedt grotere mortaliteit en een verlaagde activiteit op bij verhoogde temperaturen (+4 °C) (Stoks *et al.*, 2015). Thermische evolutie kan deze negatieve effecten mogelijks deels verminderen. Insecticiden tonen een verhoogde toxiciteit bij hogere temperaturen. Trade-offs bestaan tussen groei van individuen en pesticide-toleranties (Sibly & Calow, 1989; Stoks *et al.*, 2015). De grootte van de negatieve effecten van pesticiden op ecosystemen zou dus sterk kunnen variëren afhankelijk van de temperatuur (Stoks *et al.*, 2015). De **toxiciteit** van veel schadelijke stoffen zoals ammoniak en ammonium is onder andere temperatuursafhankelijk en deze toxiciteit verdubbelt per 10°C stijging van de watertemperatuur (Thurston *et al.*, 1981; Heugens *et al.*, 2003).

Pathogenen kennen een frequenter voorkomen afhankelijk van de watertemperatuur. Zo worden ziektes bij vissen vaak pas problematisch bij hogere temperaturen. Voorbeelden hiervan zijn de roodkopziekte (Haenen & Engelsma, 2006) en *Vibrio*-bacteriën (Reimer, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005) bij de Europese paling. Hoge temperaturen zorgen voor fysiologische stress die watergebonden soorten vatbaarder maken voor ziektes en parasieten. Omdat deze ziekten pas voorkomen bij hogere temperaturen wordt het effect van deze ziekten op individuen verergerd (Haenen, 1995, 2000).

11.5 Exoten & aanwezige stressoren:

Meer en meer uitheemse soorten vinden hun weg naar kwetsbare aquatische ecosystemen. Hier hebben ze vaak geen natuurlijke vijanden/pathogenen wat hen een competitief voordeel geeft ten opzicht van de reeds aanwezige inheemse soorten. Hierdoor kunnen ze inheemse soorten vaak wegconcurreren en de habitat van deze soorten drastisch wijzigen. Concurrentie met uitheemse soorten vormt dus een extra stressor voor soorten die al onder druk staan door een veranderende omgeving door onder andere klimaatverandering en antropogene vervuiling. Bij lozingen die de habitat van soorten veranderen (eutrofiëring, opwarming,...), kunnen exoten de kans krijgen om - in anders suboptimale condities - te gedijen en zo inheemse soorten te verdringen. Voorbeelden zijn de vissoorten als de Afrikaanse meerval, graskarper en gup die zich in de buurt van lozingspunten met warm lozingswater kunnen voortplanten (Kerkum *et al.*, 2004).

Exotische soorten zoals de zwartbekgrondel voeden zich met eieren en larven van inheemse vissen (Verreycken & Breine, 2010). De achteruitgang van de rivierdonderpad in Nederland is gelinkt aan de recente kolonisatie van waterlopen door deze exoot. Door de gelijkaardige levenswijze van de zwartbekgrondel met rivierdonderpad wordt verwacht dat het negatieve effect vooral optreedt door competitie tussen deze soorten (van Kessel *et al.*, 2014). Er wordt verwacht dat andere bodemgebonden vissoorten zoals de kleine modderkruiper in de nabije toekomst ook de effecten zullen voelen van de opmars van de exotische grondelsoorten.

De Noord-Aziatische modderkruiper (*Misgurnus bipartitus*) kent een sterke opmars en bedreigt de inheemse populaties van grote modderkruiper (Van Wichelen *et al.*, 2023a). Deze soort kan hybridiseren (of kruisen) met andere modderkruipers en zo de overleving en het reproductief succes van inheemse soorten doen afnemen. Verder brengt deze soort ziektes met zich mee waartegen inheemse soorten niet bestand zijn.

Inheemse zoetwatermosselen in Europa worden bedreigd door invasieve mollusken (Lopes-Lima *et al.*, 2017). De bittervoorn is afhankelijk van inheemse grote zoetwatermosselen voor zijn voortplanting. De achteruitgang van inheemse zoetwatermosselen door competitie met invasieve exoten zal dus ook weerspiegeld worden in de populaties bittervoorn in Europa.

Voor beek- en rivierprik vormt de grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*) dan weer een probleem (Spikmans & Smid, 2022). Deze soort kan het hele oppervlak van een waterloop bedekken, waardoor het zuurstofgehalte in het water daalt, met alle gevolgen van dien.

De larven van de rivierrombout worden bedreigd door de aanwezigheid van de Ponto-Kaspische grondel en mogelijk andere soorten grondel, die zich in dezelfde habitat als deze larven ophouden (van Kessel *et al.*, 2013; De Knijf & Adriaens, 2020). Dit geeft een bijkomende predatiedruk op deze larven tijdens de periode van ontwikkeling en uitsluipen (De Knijf & Adriaens, 2020).

12. Impact lozingen op watergebonden vogelsoorten

12.1 Inleiding

Veel vogelsoorten kunnen getroffen worden door de gevolgen van lozingen in stromende wateren. Ze komen ofwel rechtstreeks in deze wateren voor of in overstromingsgebieden/stilstaande wateren die occasioneel water ontvangen van stromende wateren in geval van het buiten de oevers treden/overstromen van waterlopen. Lozingen van gebiedsvreemd water die de waterkwaliteit significant wijzigen, kunnen in dit geval ook vogelsoorten van stilstaande wateren raken.

De impact van deze lozingen hangt vooral af van de leefwijze van de vogelsoorten. Op basis van het dieet kunnen we vogelsoorten indelen in 2 grote groepen; visetende (op-het-zicht-jagende) vogelsoorten en benthos-etende vogelsoorten.

De visetende vogelsoorten van de Vogelrichtlijn omvatten onder andere de visarend (*Pandion haliaetus*), zeearend (*Haliaeetus albicilla*), roerdomp (*Botaurus stellaris*), woudaap (*Ixobrychus minutus*), kwak (*Nycticorax nycticorax*), kleine zilverreiger (*Egretta garzetta*), grote stern (*Sterna sandvicensis*), visdief (*Sterna hirundo*), ijsvogel (*Alcedo atthis*) en purperreiger (*Ardea purpurea*).

De benthos-etende vogelsoorten omvatten onder andere de kluut (*Recurvirostra avosetta*), kwartelkoning (*Crex crex*), lepelaar (*Platalea leucorodia*), porseleinhoen (*Porzana porzana*), steltkluut (*Himantopus himantopus*) en strandplevier (*Charadrius alexandrinus*).

Zowel de visetende als de benthos-etende vogelsoorten staan relatief hoog in de voedselketen, i.e. ze bezetten een hoog trofisch niveau (de visetende vogelsoorten bezetten doorgaans het hoogste trofische niveau), en vereisen dus een voldoende hoog voedselaanbod in hun leefgebied om hun populaties in stand te houden. Lozingen die hun leefgebied significant doen wijzigen of het voedselaanbod voelbaar doen dalen en mogelijks trofische cascades veroorzaken, zijn nefast voor deze soorten.

Hieronder worden de belangrijkste gevolgen van en gevoeligheden voor lozingen besproken van Europees beschermde vogelsoorten.

12.2 Effectgroep eutrofiëring en gerelateerde processen

Bodemdieren (benthos) vormen een belangrijke basis voor het voedselweb in getijdenrivieren zoals de Schelde (Van de Meutter *et al.*, 2019) en overstromingsgebieden langs waterlopen. Zowel benthos-etende vogelsoorten (direct) als visetende vogelsoorten (indirect) zijn afhankelijk van de densiteiten aan bodemdieren voor hun voedselaanbod.

Een verhoogde input van nutriënten zorgt voor algengroei en een toename van biomassa op hogere trofische niveaus. Eutrofiëring (in beperkte mate) is dus positief voor herbivoren zoals de kuifeend (van Linden, 1991). Vogelsoorten afhankelijk van benthos als voedselbron vereisen een ruim aanbod aan macrobenthos op/in de waterbodem (Vermeersch *et al.*, 2020) en profiteren tevens van een verhoogde aanvoer van organisch materiaal. Hierdoor is er meer voedsel beschikbaar voor bodemdieren waardoor het voedselaanbod voor deze soorten toeneemt (Van de Meutter *et al.*, 2019). Zo profiteren de lepelaar (*Platalea leucorodia*) en de porseleinhoen (*Porzana porzana*) van voedselrijke (eutrofe of mesotrofe) condities in hun

leefgebied. Voedselarme (oligotrofe) of overmatig voedselrijke (hypertrofe) condities - door bijvoorbeeld een hoge input van nutriënten via lozingswater - zijn dan weer ongunstig (den Boer, 2001; Van der Winden *et al.*, 2004; Vermeersch *et al.*, 2020).

Voor vogelsoorten die op het zicht jagen (de visetende soorten) is eutrofiëring/vermesting van het oppervlaktewater nefast. De purperreiger (*Ardea purpurea*) gedijt bij eutrofe of mesotrofe wateren. Voedselarme (oligotrofe) of zeer voedselrijke (hypertrofe) condities zijn echter nefast voor deze soort (Van der Winden *et al.*, 2004; Vermeersch *et al.*, 2020). Bij een omslag van het systeem van een helder naar een troebele toestand zorgt de vertroebeling van het water ervoor dat de slaagkans van de jacht sterk vermindert. Voor de ijsvogel - die helder water vereist om te foerageren - wordt bijvoorbeeld een doorzicht van 50 tot 100 cm aangeraden (Ministerie van LNV, 2008a; Vermeersch *et al.*, 2020). Het visbestand moet voor op-het-zicht jagende soorten voldoende zijn; voor de ijsvogel is een groot aanbod aan kleine vissen vereist (Glutz von Blotzgeim, 1987; Birdguides Ltd, 2006; Vermeersch *et al.*, 2020). De visdief (*Sterna hirundo*) en zwarte stern (*Chlidonias niger*) vragen een groot en gevarieerd aanbod van prooidieren (kleine vissen zoals haring, sprot en zandspiering, insectenlarven en amfibieën) (Spanoghe, 2008; Spanoghe *et al.*, 2003; Vermeersch *et al.*, 2020). De grote zilverreiger (*Ardea alba*) vereist een hoog aanbod aan middelgrote vissen en/of waterinsecten in waterrijke biotopen (Ministerie van LNV, 2008b; Vermeersch *et al.*, 2020). Daarom mag de waterkwaliteit niet verslechteren opdat er voldoende voedsel voorhanden is. Vertroebeling van water door vermesting/eutrofiëring vermindert de kwaliteit van het leefgebied (Ministerie van LNV, 2008b). Vooral charismatische soorten zoals de visarend (*Pandion haliaetus*) en zeearend (*Haliaeetus albicilla*) vereisen een hoog voedselaanbod (Adriaens *et al.*, 2007). Bodem-foeragerende (duikende) watervogels zien hun voedselaanbod afnemen bij eutrofiëring van het oppervlaktewater doordat onderwatervegetatie en de hieraan gebonden organismen verdwijnen (van Linden, 1991).

In Tabel 2 en 3 wordt een overzicht aangeleverd van de vereisten voor het leefgebied van enkele Vogelrichtlijnsoorten, zowel qua voedselrijkdom als waterkwaliteit (doorzicht). Deze criteria worden sterk bepaald door de eutrofiëringsgraad van het water.

Intensief agrarisch gebruik en het hiermee samenhangende habitatverlies zijn twee van de voornaamste redenen achter de achteruitgang van watergebonden vogelsoorten (vb. kwartelkoning, porseleinhoen, klein waterhoen en kleinst waterhoen) (Adriaens *et al.*, 2007). Zo vereist de kwartelkoning extensief beheerde, onbemeste (vochtige) graslanden (Birdguides Ltd, 2006; Vermeersch *et al.*, 2020). Soorten zoals de zwarte stern (*Chlidonias niger*) en visdief (*Sterna hirundo*) vereisen de aanwezigheid van drijvende waterplanten als nestplaats (Spanoghe, 2008; Vermeersch *et al.*, 2020). Een gunstig leefgebied voor de kleine zwaan (*Cygnus columbianus*) bevat een groot aanbod aan drijvende of ondergedoken waterplanten (Vermeersch *et al.*, 2020). Ontwikkelde onderwatervegetaties zijn gunstig voor de krakeend (*Anas strepera*) en tafeleend (*Aythya ferina*). Geen/weinig ontwikkelde onderwatervegetaties vormen een ongunstig leefgebied voor deze soort (Vermeersch *et al.*, 2020). Bij overdadige eutrofiëring/vermesting en/of verzuring van het oppervlaktewater door input van gebiedsvreemd water door lozingen zullen de habitats van deze soorten verdwijnen.

Dodelijke botulisme-bloeien kunnen optreden bij de combinatie van eutrofiëring en opwarming van oppervlaktewater in watervogelgebieden na influx van afvalwater (zie 12.4 Thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen).

Habitatverlies en watervervuiling zijn zeer frequente oorzaken voor de achteruitgang van vogelsoorten in Vlaanderen (zie Tabel 3 en 4 voor een overzicht van soorten).

Een groot deel van de in Vlaanderen voorkomende vogelsoorten is dus bedreigd of wordt negatief beïnvloed door eutrofiëring van oppervlaktewater. Vooral opportunistische soorten zoals kraaien en meeuwen profiteren van de toegenomen voedselrijkdom (van Linden, 1991).

Tabel 2 Vereisten waterkwaliteit Vogelrichtlijnsoorten - voedselrijkdom (Vermeersch *et al.*, 2020):

	Gunstig	Ongunstig	Bron
Lepelaar	eutroof of mesotroof water (pH > 5)	oligotroof (pH < 5) of hypertroof water	(Van der Winden *et al.*, 2004)
Porseleinhoen	eutroof of mesotroof water	oligotroof water	(den Boer, 2001)
Purperreiger (zichtjager)	eutroof of mesotroof water	oligotroof of hypertroof water	(Van der Winden *et al.*, 2004)
Zwarte stern (zichtjager)	voedselarm, niet verzuurd water of mesotrofe plassen	verzuurd water of hypertroof water	(den Boer, 2001)

Tabel 3 Vereisten waterkwaliteit Vogelrichtlijnsoorten - doorzicht (Vermeersch *et al.*, 2020):

	Gunstig	Ongunstig	Bron
Purperreiger (zichtjager)	helder water: doorzicht ≥ 50 cm	troebel water: doorzicht < 50 cm	(Van der Winden *et al.*, 2004)
Roerdomp (zichtjager)	helder water: doorzicht ≥ 50 cm	troebel en/of geëutrofieerd water: doorzicht < 50 cm	(Schotman & Kwak, 2003)
Ijsvogel (zichtjager)	(zeer) helder water: doorzicht dieper water 50-100 cm	(zeer) troebel water: doorzicht dieper water < 50 cm	(Ministerie van LNV, 2008a)

Tabel 4 Vogelsoorten bedreigt door habitatverlies (naar natura2000.vlaanderen.be):

Zwarte stern	Steltkluut
Purperreiger	Woudaap
Grauwe kiekendief	Kwak

Ijsvogel	Lepelaar
Roerdomp	Porseleinhoen
Ooievaar	Kluut
Bruine kiekendief	Bergeend
Kwartelkoning	Grote zilverreiger
Kleine zilverreiger	Kemphaan
Slechtvalk	Kleine rietgans
Kolgans (o.a. intensivering landbouw)	Kuifeend
Pijlstaart (o.a. intensivering landbouw)	Slobeend (o.a. intensivering landbouw)
Tafeleend	Wintertaling
Wulp	Regenwulp

Tabel 5 Vogelsoorten bedreigt door watervervuiling (naar natura2000.vlaanderen.be):

Zwarte stern (vermesting van omringende landbouwpercelen & lozingen)	Kluut
Ijsvogel	Visdief (accumulatie toxische stoffen)
Roerdomp	Bergeend
Ooievaar	Grote zilverreiger
Kleine zilverreiger	Kemphaan
Steltkluut	Kuifeend
Woudaap	Pijlstaart
Kwak	Slobeend
Lepelaar	Smient
Tafeleend	Wintertaling
Wulp	Regenwulp

12.3 Effectgroep verontreiniging

Vogelsoorten nemen een relatief hoge positie in in de voedselketen en kennen hierdoor een verhoogde opname van toxische stoffen via hun voedsel (i.e. bioaccumulatie). Vooral visetende vogels - met in het bijzonder toppredatoren zoals de vis- en zeearend (Adriaens *et al.*, 2007) - hebben een grote kans op bioaccumulatie. Andere viseters - met name reigersoorten zoals de roerdomp, woudaap, kwak, grote en kleine zilverreiger - worden eveneens bedreigd door watervervuiling (Adriaens *et al.*, 2007). Verontreiniging moet daarom beperkt zijn opdat het visbestand zowel kwantitatief als kwalitatief voldoende is.

Vooral vetoplosbare organische polluenten zoals chloor-bevattende PCB's en pesticiden (DDT's) zijn gevaarlijk en worden in veel watergebonden soorten teruggevonden in schadelijke concentraties. Veelvuldig gebruik van pesticiden in het foerageergebied van de slechtvalk is ongunstig voor duurzame populaties; weinig of geen gebruik van pesticiden wordt aangeraden in het foerageergebied van deze soort (Keulen *et al.*, 2007; Vermeersch *et al.*, 2020). Een gevolg van overmatig pesticidengebruik voor roofvogels is een verminderde levensvatbaarheid van eieren door een verdunde eierschaal bij roofvogels (Helander *et al.*, 2002). Roofvogels (bruine- en grauwe kiekendief en slechtvalk) en visetende vogelsoorten zoals de visdief hebben te lijden onder secundaire vergiftiging door toxische stoffen in hun voedsel. Ook benthos-etende vogels - zoals de lepelaar, bergeend, smient, krakeend en wintertaling (Adriaens *et al.*, 2007) - zijn vatbaar voor bioaccumulatie van polluenten via hun voeding. Het terugdringen van het gebruik van herbiciden en insecticiden is noodzakelijk voor het herstel van vogelpopulaties in Vlaanderen.

Accumulaties van vervuilende stoffen in zoetwatermosselen stapelen zich op hun beurt weer op in de weefsels van duikeenden en andere predatoren van zoetwatermosselen. Zware metalen zoals cadmium en koper, en persistente organische polluenten zoals PCB's accumuleren in de lever en nieren van duikeenden. Dit heeft een abnormale groei van de nieren en afwijkend broedgedrag tot gevolg. Ook de legsels en eieren zijn kleiner en de eierschalen dunner. Het zeer toxische metaal kwik accumuleert via voedselopname in de lever en nieren van de fuut (van Linden, 1991).

Tabel 6 Vogelsoorten bedreigt door secundaire vergiftiging (naar natura2000.vlaanderen.be):

Grauwe kiekendief	Kwartelkoning
Bruine kiekendief	Dwergstern
Slechtvalk	Grote stern
Visdief (accumulatie toxische stoffen)	

12.4 Thermische verontreiniging/temperatuurwijzigingen

Bij een opwarming van het oppervlaktewater kunnen er indirecte algenbloeien optreden, wat dan weer het ecosysteem kan doen omslaan van een helder naar een troebel systeem. Deze algenbloeien kunnen voor verontreiniging zorgen door middel van vrijgave van toxische verbindingen (bijvoorbeeld bij blauwalgenbloeien) (Van Wichelen *et al.*, 2006, 2014). Bij periodes van warm weer waarbij de temperatuur van het oppervlaktewater voldoende hoog wordt (>20°C) (Rocke *et al.*, 1999) bestaat er een verhoogde kans op een uitbraak van botulisme onder watervogels (Bij de Vaate, 2008). Botulisme bacteriën (*Clostridium botulinum*) produceren giftige toxines die rechtstreeks ofwel via voedsel kunnen worden opgenomen. Dit kan leiden tot een grote sterfte onder de watervogelpopulatie. Vooral watervogels, maar ook roofvogels zoals kiekendieven en torenvalken worden hier mogelijk door getroffen (Hopman, 1994; Buijs, 1996; Włodarczyk *et al.*, 2014). Er bestaat in de zomerperiode een reëel risico op deze bloeien. Bij de combinatie van opwarming en eutrofiëring van oppervlaktewater door lozingen van afvalwater in vogelgebieden neemt de kans op dodelijke botulisme-bloeien sterk toe (Anza *et al.*, 2014). Deze bloeien kunnen bij voldoende thermische verontreiniging zelfs in de wintermaanden voorkomen (Haagsma, 1974).

12.5 Zoutlozingen

Typische vogelsoorten van zoete stilstaande wateren zullen onder druk komen te staan bij verzilting van hun leefgebied. Dit komt vooral doordat hun voedselaanbod afneemt. Verzilting zorgt voor een achteruitgang in de waterkwaliteit van waterrijke gebieden (Rubega & Robinson, 1996). Water met een relatief hoge concentratie zout is voor veel vogelsoorten niet drinkbaar. Vogels van het mariene milieu hebben zoutklieren die hen in staat stellen om overtollig zout af te voeren. Deze klieren zijn echter klein en inactief in de meeste zoetwatergebonden vogelsoorten (Holmes *et al.*, 1961; Rubega & Robinson, 1996). De meeste watergebonden vogelsoorten zullen plaatsen met zout water vermijden en proberen vocht op te nemen via hun voedsel (Rubega & Robinson, 1996). Jongen van vogelsoorten van zoete of brakke wateren kennen een verstoorde ontwikkeling bij blootstelling aan zoutere condities (Ellis *et al.*, 1963; Swanson *et al.*, 1984; Barnes & Nudds, 1991; Rubega & Robinson, 1996).

De kleine zilverreiger (*Egretta garzetta*) is - qua foerageergebied - zowel aan zoet als zout water gebonden. De lepelaar (*Platalea leucorodia*) en kluut (*Recurvirostra avosetta*) komen voor in zowel zoute en brakke plassen als slikgebieden (Vermeersch *et al.*, 2020). De kluut kent zelfs een achteruitgang door verzoeting van zijn leefgebied (natura2000.vlaanderen.be). Soorten zoals de visarend (*Pandion haliaetus*) komen zowel bij zoete als brakke wateren voor, zolang er voldoende vis aanwezig is (Adriaens *et al.*, 2007).

De meeste eieren in broedsels van watervogels worden gevonden bij chloride-concentraties tot maximaal 8500 mg/L (Veraart *et al.*, 2013).

Vissoorten zijn in het algemeen veel gevoeliger voor verzilting dan vogelsoorten (zie H10 Zoutlozingen). Vissen vormen voor zichtjagende vogels een groot deel van hun dieet. In dit opzicht zal vooral voor zichtjagende vogelsoorten een verzilting van het leefgebied door zoutlozingen (indirect) nefast zijn.

Verzilting zorgt er ook voor dat de habitatstructuur verandert; typische zoetwatervegetatie verdwijnt en wordt vervangen door meer zouttolerante plantensoorten.

13. Impact lozingen op Speciale Beschermingszones

Zoals in voorgaande hoofdstukken besproken kan een lozing in stromende wateren de abiotische en biotische kenmerken van een waterloop significant wijzigen en hierdoor de soorten en habitats van deze ecosystemen negatief beïnvloeden. De impact van lozingen blijft echter vaak niet beperkt tot de waterloop zelf. Speciale Beschermingszones (SBZs) langs het stroomgebied van de waterlopen kunnen via overstromingen en irrigatiekanalen zoals taplopen in verbinding staan met waterlopen waarin geloosd wordt. Afhankelijk van de aard van de geloosde stoffen in de waterlopen die deze gebieden voeden, kunnen deze gebieden door lozingen schadelijke processen van eutrofiëring, vervuiling of verzilting ondergaan. Hieronder wordt een toelichting gegeven rond de problematiek van overstromingsgebieden en SBZs gevoed door taplopen.

13.1 Overstromingsgebieden en uiterwaarden

Overstromingsgebieden en uiterwaarden (het gebied tussen de zomerbedding en de winterdijk van een rivier dat ook wel meersen genoemd wordt) kennen een unieke hydrologische dynamiek. Hierdoor huisvesten ze vaak andere soorten dan stromende wateren. Bij het buiten de oevers treden van een waterloop ontvangen deze stilstaande watersystemen een grote influx van rivierwater. Dit zorgt doorgaans voor een toename van nutriënten in deze systemen. Indien dit water vervuild is door toedoen van lozingen kan dit schadelijke gevolgen hebben voor soorten en habitats in het overstromingsgebied van de waterloop.

Natura 2000-habitattypen ondervinden door overstromingen vooral milieudrukken zoals eutrofiëring, verontreiniging en verzuring via het oppervlaktewater (Van Calster *et al.*, 2020).

Vooral in de zomerperiode kunnen overstromingen problematisch zijn, door verhoogde evaporatie van oppervlaktewater is de concentratie aan geloosde stoffen relatief hoog en kunnen in geval van overstromingen de standplaatscondities van een habitat wijzigen met degradatie van het habitat tot gevolg.

13.2 Taplopen

Taplopen zijn artificiële waterlopen die gevoed worden via een watertapping op een kanaal en water naar het nabijgelegen land vervoeren. Vaak hebben deze waterlopen tot doel het bevloeien van landbouwpercelen of het voeden van visvijvers. Ze zijn uniek voor het Kempische kanalenstelsel. Taplopen vormen vaak complexe en kwetsbare watersystemen, met een groot hydrologisch en ecologisch belang (CIW, 2016). Verschillende gebieden die gevoed worden door dit kalkrijke (licht basische) kanaalwater - in het anders zure milieu van de Kempen - zijn door de jaren heen tot zeer waardevolle en unieke ecosystemen ontwikkeld. Via deze taplopen worden ook natuurgebieden met stilstaande wateren gevoed met water afkomstig van waterlopen waarop geloosd kan worden.

Taplopen herbergen vaak andere soorten (soorten van stilstaande wateren) die andere habitatvereisten en gevoeligheden vertonen dan soorten van waterlopen.

Zeldzame soorten die hier gevonden worden zijn o.a. de rivierbodemwants (*Aphelocheirus aestivalis*), beekschaatsenrijder (*Aquarius najas*), beekrombout (*Gomphus vulgatissimus*),

beekoeverlibel (*Orthetrum coerulescens*), Kempense heidelibel (*Sympetrum depressiusculum*) en schietmot *Halesus radiatus* (De Vocht *et al.*, 2013).

Verschillende **Speciale Beschermingszones** (SBZ's) in Vlaanderen staan via taplopen in verbinding met waterlopen. Hieronder een selectie aan Natura-2000 gebieden (Habitatrichtlijngebieden) die onder invloed staan van **kalkrijk kanaalwater** van de oude **Kempische kanalen** (Kanaal Bocholt-Herentals, Dessel-Schoten en Dessel-Kwaadmechelen) alsook het Bergerven en het Tösch-Langeren (langs de Zuid-Willemsvaart en Grensmaas):

- Bergerven - Maaseik (Natura 2000-gebiedscode BE2200034-2)
- Tösch-Langeren - Maaseik-Neeroeteren (BE2200034-1)
- Hageven - Pelt (BE2200032-1)
- De Watering (vloeiweiden) - Lommel (BE2200032-3)
- Buitengoor - Mol (BE2100036-6)
- De Maat - Mol (BE2100026-12)
- Den Diel - Mol (BE2100026-6)
- De Ronde Put & de Watering - Mol (BE2100026-5)
- HRL-gebieden - Postel (BE2100026-8 en BE2100026-9)
- Het Goorken & De Rode Del - Arendonk (BE2100024-16)

Vanuit De Vlaamse Waterweg (DVW) is er een kaart in opbouw van Speciale Beschermingszones die getroffen kunnen worden door lozingen in waterlopen (zowel via overstromingen als taplopen).

13.3 Impact op habitattypen

Habitats buiten de waterlopen die geraakt kunnen worden door lozingen via overstromingen of door verbindingen zoals taplopen kunnen strengere eisen stellen aan de waterkwaliteit. Hiervoor biedt Van Calster et al. (Van Calster *et al.*, 2020) een overzicht van gunstige abiotische bereiken voor Natura 2000 habitattypes voor beschikbare abiotische standplaatsparameters.

Naast chemische vervuiling worden veel **aquatische habitattypen** in Vlaanderen bedreigd door eutrofiëring, verzilting en verzuring van oppervlaktewater. Hieronder wordt een overzicht gegeven van relevante milieudrukken per habitattype van zoete wateren in Vlaanderen (Van Calster *et al.*, 2020):

- Habitattype 2190 - Vochtige duinvalleien
    - Eutrofiëring & verzilting via oppervlaktewater
- Habitattype 3110 - Voedselarme zwak gebufferde vennen die niet vaak droogvallen
    - Eutrofiëring & verzuring via oppervlaktewater
- Habitattype 3130 - Voedselarme wateren met periodiek droogvallende oevers
    - Eutrofiëring, verzilting & verzuring via oppervlaktewater
- Habitattype 3140 - Wateren met kranswiervegetaties
    - Eutrofiëring & verzilting via oppervlaktewater
- Habitattype 3150 - Voedselrijke, gebufferde wateren met rijke waterplantvegetatie
    - Eutrofiëring & verzilting via oppervlaktewater
- Habitattype 3160 - Zure bruingekleurde vennen
    - Eutrofiëring , verzilting & verzuring via oppervlaktewater

Ook verschillende **terrestrische habitattypes** zijn gevoelig voor eutrofiëring via oppervlaktewater (Van Calster *et al.*, 2020). Voorbeelden hiervan zijn:

- Habitattype 6410 - Blauwgraslanden (gevoelig voor verzuring en eutrofiëring)
- Habitattype 6430 - Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland (in het bijzonder H6430_hw en H6430_hf zijn gevoelig voor eutrofiëring door overstroming met vervuild water)
- Habitattype 6510 - Laaggelegen schraal hooiland (in het bijzonder H6510_hua is gevoelig aan eutrofiëring door landbouw of overstromingen)

Referenties

Kalkman V. J., Boudot J.-P., Bernard R., De Knijf G., Suhling F. & Termaat T. (2018). Diversity and conservation of European dragonflies and damselflies (Odonata). *Hydrobiologia* 811: 269-282. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3495-6.

Acharya P. & Rajbhandari S. (2014). Habitats of Lutrogale perspicillata in the Narayani River, Chitwan National Park, Nepal: assessment of water quality. Journal of Indian Research 2 (1): 67-76.

Adamicka P. (1987). Nahrungsuntersuchungen an der Koppe (Cottus gobio L.) im Gebiet von Lunz. Österr. Fischerei (40): 8-10.

Adriaens D., Adriaens T. & Ameeuw G. (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Nr. INBO R.2008.35. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Adriaens P., Anselin A., Decleer K., Devos K., Goethals V., Spanoghe G., Stienen E. & Vermeersch G. (2007). Deel IV Vogels Bijlage 1 Vogelrichtlijn en belangrijke trekvogels. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Agentschap Natuur & Bos (2024). Praktische Wegwijzer: Verontreiniging via oppervlaktewater. In: Verontreiniging via oppervlaktewater. https://pww.natuurenbos.be/verontreiniging-oppervlaktewater (geraadpleegd 21 februari 2023).

Alabaster J.S. & Lloyd R. (1982). Finely divided solids." Water quality criteria for freshwater fish. 2de ed. Butterworth, London, UK.

Aldridge D.C. & McIvor A.L. (2003). Gill Evacuation and Release of Glochidia by Unio Pictorum and Unio Tumidus (Bivalvia: Unionidar) under Thermal and Hypoxic Stress. Journal of Molluscan Studies 69 (1): 55-59. https://doi.org/10.1093/mollus/69.1.55.

Alterra (2001). Handboek Robuuste Verbindingen; ecologische randvoorwaarden. Research Institute voor de Groene Ruimte, Wageningen, NL.

Anza I., Vidal D., Laguna C., Díaz-Sánchez S., Sánchez S., Chicote Á., Florín M. & Mateo R. (2014). Eutrophication and Bacterial Pathogens as Risk Factors for Avian Botulism Outbreaks in Wetlands Receiving Effluents from Urban Wastewater Treatment Plants. Applied and Environmental Microbiology 80 (14): 4251-4259. https://doi.org/10.1128/AEM.00949-14.

Applegate V. (1950). Natural history of the sea lamprey (Petromyzon marinus) in Michigan. Vol. 55. US Fish Wildl Serv Spec Sci Rep Fish, Washington, D.C., US.

Aprahamian M.W. (1988). The biology of the twaite shad, Alosa fallax fallax (Lacépède), in the Severn Estuary. Journal of Fish Biology 33 (sA): 141-152. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05568.x.

Aprahamian M.W. & Aprahamian C.D. (2001). The influence of water temperature and flow on year-class strength of twaite shad (Alosa fallax) from the River Severn, England. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 362/363: 953-972.

Arts G.H.P., Van Der Velde G., Roelofs J.G.M. & Van Swaay C. a. M. (1990). Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. Freshwater Biology 24 (2): 287-294. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00709.x.

Askew R. (2004). The dragonflies of Europe. 2de ed. Harley Books, Colchester.

Aslam S. & Yousafzai A.M. (2017). Chromium toxicity in fish: A review article. Journal of Entomology and Zoology Studies 5 (3): 1483-1488.

Augspurger T., Dwyer F.J., Ingersoll C.G. & Kane C. (2007). Advances and Opportunities in

Assessing Contaminant Sensitivity of Freshwater Mussel (Unionidae) Early Life Stages. Environmental Toxicology and Chemistry 26 (10): 2025-8.
Augspurger T., Keller A.E., Black M.C., Cope W.G. & Dwyer F.J. (2003). Water quality guidance for protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure. Environmental Toxicology and Chemistry 22 (11): 2569-2575. https://doi.org/10.1897/02-339.
Auld A.H. & Schubel J.R. (1978). Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment. Estuarine and Coastal Marine Science 6 (2): 153-164. https://doi.org/10.1016/0302-3524(78)90097-X.
Authman M.M. (2015). Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. Journal of Aquaculture Research & Development 06 (04). https://doi.org/10.4172/2155-9546.1000328.
Bailey S.A., Duggan I.C., van Overdijk C.D.A., Johengen T.H., Reid D.F. & MacIsaac H.J. (2004). Salinity tolerance of diapausing eggs of freshwater zooplankton. Freshwater Biology 49 (3): 286-295. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01185.x.
Baldwin D.S., Rees G.N., Mitchell A.M., Watson G. & Williams J. (2006). The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. Wetlands 26 (2): 455-464. https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[455:TSEOSO]2.0.CO;2.
Banaś K., Ronowski R., Chmara R. & Szmeja J. (2023). Community structure, environmental conditions and anthropogenic pressure on the habitat of the European endemic aquatic plant Luronium natans (L.) Raf. BMC Plant Biology 23 (1): 596. https://doi.org/10.1186/s12870-023-04518-y.
Baras E., Jeandrain D., Serouge B. & Philippart J.C. (1998). Seasonal variations in time and space utilization by radio-tagged yellow eels Anguilla anguilla (L.) in a small stream. In: Lagardère J.-P., Anras M.-L.B. & Claireaux G. (eds.). Advances in Invertebrates and Fish Telemetry, Developments in Hydrobiology. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 187-198. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5090-3_22.
Bardonnet A. & Jatteau Ph. (2008). Salinity tolerance in young Allis shad larvae (Alosa alosa L.). Ecology of Freshwater Fish 17 (1): 193-197. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00259.x.
Barnes G.G. & Nudds T.D. (1991). Salt Tolerance in American Black Ducks, Mallards, and Their F1-Hybrids. The Auk 108 (1): 89-98. https://doi.org/10.1093/auk/108.1.89.
Baron D. (2005). Massale sterfte van Unionoïden. Spirula 346 (1): 131-132.
Bat L., Arıcı E., Sezgin M. & Şahin F. (2017). Heavy Metal Levels in Commercial Fishes Caught in the southern Black Sea coast. International Journal of Environment and Geoinformatics 4 (2): 94-102. https://doi.org/10.30897/ijegeo.312584.
Bauer G. (1988). Threats to the freshwater pearl mussel Margaritifera margaritifera L. in Central Europe. Biological Conservation 45 (4): 239-253. https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90056-0.
Bazydlo E. & Szmeja J. (2004). Effect of pH, dissolved organic carbon and total phosphorus concentrations on selected life history traits of Luronium natans [L.] Raf. Polish Journal of Ecology 2 (52). https://www.infona.pl//resource/bwmeta1.element.agro-article-87f2a4d2-e416-4607-adb6-79f65ec4a0d2.
Bedford S.J. (2009). The effects of riparian habitat quality and biological water quality on the European Otter (Lutra lutra) in Devon. Bioscience Horizons: The International Journal of Student Research 2 (2): 125-133. https://doi.org/10.1093/biohorizons/hzp015.
Beggel S. & Geist J. (2015). Acute effects of salinity exposure on glochidia viability and host infection of the freshwater mussel Anodonta anatina (Linnaeus, 1758). Science of The

Total Environment 502: 659-665. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.067.
Belpaire C. (2002). Monitoring of glass eel recruitment in Belgium. In: Dekker W. (Ed.) Monitoring of glass eel recruitment. Nr. report C007/02-WD, Volume 2B. Netherlands Institute of Fisheries research.
Belpaire C. (2013). Advies betreffende de invloed van pesticiden op beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://pureportal.inbo.be/en/publications/advies-betreffende-de-invloed-van-pesticiden-op-beekprik-rivierdo.
Belpaire C., Breine J., Buysse D., Coeck J., Pauwels I., Schneiders A. & Van Wichelen J. (2020). Advies over de toestand van de Europese paling in Vlaanderen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/advies-over-de-toestand-van-de-europese-paling-in-vlaanderen.
Bernhardt E.S. & Palmer M.A. (2011). The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. Annals of the New York Academy of Sciences 1223 (1): 39-57. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.05986.x.
Bertin L. (1956). Eels A Biological Study. Vol. viii+. Cleaver, London.
Bij de Vaate A. (2008). Handboek voor ecologisch onderzoek bij thermische belasting van oppervlaktewateren. Nr. 2008/03. Waterfauna - Hydrobiologisch Adviesbureau.
BIJ12 (2021). Kennisdocument grote modderkruiper - Misgurnus fossilis.
Bilkovic D.M., Hershner C.H. & Olney J.E. (2002). Macroscale Assessment of American Shad Spawning and Nursery Habitat in the Mattaponi and Pamunkey Rivers, Virginia. North American Journal of Fisheries Management 22 (4): 1176-1192. https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<1176:MAOASS>2.0.CO;2.
Binder T.R., McLaughlin R.L. & McDonald D.G. (2010). Relative Importance of Water Temperature, Water Level, and Lunar Cycle to Migratory Activity in Spawning-Phase Sea Lampreys in Lake Ontario. Transactions of the American Fisheries Society 139 (3): 700-712. https://doi.org/10.1577/T09-042.1.
Birdguides Ltd (2006). Birds of the Western Palearctic Interactive 2.0. Skylark Associates Ltd.
Bloemendaal F. & Roelofs J. (1988). Waterplanten en waterkwaliteit. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
Boesveld A. (2010). Onderzoek naar het voorkomen van de Platte schijfhoren en de Gestreepte waterroofkever in verband met de aanleg van een persleiding voor afvalwater tussen de gemeentes Zoeterwoude en Stompwijk (2011-2012). Metridium & Stichting ANEMOON.
Boesveld A., Gmelig Meyling A. & de Bruyne R. (2011). Natuurbeheer, bescherming en biotoopeisen van drie bijzondere Nederlandse slakken: de Nauwe korfslak, de Zeggekorfslak en de Platte schijfhoren. De Levende Natuur 112 (3): 114-119.
Boesveld A., Gmelig Meyling A.W. & van Lente I. (2009). Inhaalslag Verspreidingsonderzoek. Mollusken van de Europese Habitatrichtlijn. Resultaten van het inventarisatiejaar 2008. Platte schijfhoren Anisus vorticulus. Stichting ANEMOON.
Boëtius I. & Boétius J. (1985). Lipid and protein content in Anguilla anguilla during growth and starvation. Dana (4 (Special Issue)): 1-17.
Boettger C.R. (1944). Basommatophora. In: Grimpe G. & Wagler E. (eds.) Die Tierwelt der Nord- und Ostsee IX (b2). Leipzig (Akad. Verlagsges.) Lief. 25: 241-478.
Bohl E. (1993). Rundmäuler und Fische im Sediment: ökologische Untersuchungen zur Bestands-und Lebensraumsituation von Bachneunauge (Lampetra planeri), Schlammpeitzger (Misgurnus fossilis), Steinbeißer (Cobitis taenia) in Bayern. Bayerische Landesanst. f. Wasserforschung., Germany.

Bohl E. (1995). Entwicklung von artbezogenen Gewässerleitbildern anhand von Kleinfischen und Krebsen. MUNCHENER BEITRAGE ZUR ABWASSER FISCHEREI UND FLUSSBIOLOGIE 391-391.

Bohlen J. (1999). Influence of salinity on early development in the spined loach. Journal of Fish Biology 55 (1): 189-198. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00668.x.

Bohlen J. (2003). Temperature and oxygen requirements of early life stages of the endangered spined loach, Cobitis taenia L. (Teleostei, Cobitidae) with implications for the management of natural populations. Archiv für Hydrobiologie 195-212. https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0157-0195.

Boscher A., Gobert S., Guignard C., Ziebel J., L'Hoste L., Gutleb A.C., Cauchie H.-M., Hoffmann L. & Schmidt G. (2010). Chemical contaminants in fish species from rivers in the North of Luxembourg: Potential impact on the Eurasian otter (Lutra lutra). Chemosphere 78 (7): 785-792. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.024.

Boudot J.P. & Kalkman V.J. (2015). Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNVV publishing.

Bourillon B., Acou A., Trancart T., Belpaire C., Covaci A., Bustamante P., Faliex E., Amilhat E., Malarvannan G., Virag L., Aarestrup K., Bervoets L., Boisneau C., Boulenger C., Gargan P., Becerra-Jurado G., Lobón-Cerviá J., Maes G.E., Pedersen M.I., Poole R., Sjöberg N., Wickström H., Walker A., Righton D. & Feunteun É. (2020). Assessment of the quality of European silver eels and tentative approach to trace the origin of contaminants – A European overview. Science of The Total Environment 743: 140675. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140675.

Brand A.-F., Hynes J., Walker L.A., Glória Pereira M., Lawlor A.J., Williams R.J., Shore R.F. & Chadwick E.A. (2020). Biological and anthropogenic predictors of metal concentration in the Eurasian otter, a sentinel of freshwater ecosystems. Environmental Pollution 266: 115280. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115280.

Breine J., Goethals P., Simoens I., Ercken D., Van Liefferinge C., Verhagen G., Belpaire C., de Pauw N., Meire P. & Ollevier F. (2001). De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Nr. Eindverslag VLINA 9901. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal.

Brown M. & Depledge M. (1998). Determinants of trace metal concentrations in marine organisms. In: Metal Metabolism in Aquatic Environments. Chapman & Hall, London, UK, p. 185-217.

Bruslé J. (1990). Effects of heavy metals on eels, Anguilla sp. Aquatic Living Resources 3 (2): 131-141. https://doi.org/10.1051/alr:1990013.

Bruylants B., Vandelannoote A. & Verheyen R.F. (1989). De vissen van onze Vlaamse beken en rivieren: hun ecologie, verspreiding en bescherming. Vzw Wel.

Brzeziński M., Romanowski J., Cygan J.P. & Pabin B. (1996). Otter Lutra lutra distribution in Poland. Acta Theriologica 41 (2): 113-126. https://doi.org/10.4098/AT.arch.96-11.

Bubinas A. & Jagminienė I. (2001). Bioindication of Ecotoxicity According to Community Structure of Macrozoobenthic Fauna. Acta Zoologica Lituanica 11 (1): 90-96. https://doi.org/10.1080/13921657.2001.10512362.

Buijs R.-J. (1996). Is de Bruine Kiekendief Circus aeruginosus botulismegevoelig? De Takkeling 4 (1): 17-18.

Bulánková E., Beracko P. & Derka T. (2013). Occurrence of protected species (Gomphus flavipes, Odonata and Palingenia longicauda, Ephemeroptera) in the Danube River and its deltas (Romania, Slovakia). Scientific Annals of the Danube Delta Institute 19: 21-24.

BVR (2010). Besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning en van het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni

1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne, voor wat betreft de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren, waterbodems en grondwater. Belgisch Staatsblad (2345): 45463-45497.
Caicedo C., Beutel S., Scheper T., Rosenwinkel K.H. & Nogueira R. (2016). Occurrence of Legionella in wastewater treatment plants linked to wastewater characteristics. Environmental Science and Pollution Research 23 (16): 16873-16881. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7090-6.
Caicedo C., Rosenwinkel K.-H., Exner M., Verstraete W., Suchenwirth R., Hartemann P. & Nogueira R. (2019). Legionella occurrence in municipal and industrial wastewater treatment plants and risks of reclaimed wastewater reuse: Review. Water Research 149: 21-34. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.080.
Calle P. (2014). Bittervoorn terug in Zeeland. Schubben & Slijm 6 (2): 17-17.
Camargo J.A. (2003). Fluoride toxicity to aquatic organisms: a review. Chemosphere 50 (3): 251-264. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00498-8.
Cameron R., Colville B., Falkner G., Holyoak G., Elisabeth H., Killeen I., Moorkens E., Pokryszko B., von Proschwitz T., Tattersfield P. & Valovirta I. (2003). Species Accounts for snails of the genus Vertigo listed in the Annex II of the Habitat Directive: V. angustior, V. genesii, V. geyeri and V. moulinsiana (Gastropoda: Pulmonata: Vertiginidae). Heldia 7: 151-170.
Cañedo-Argüelles M., Kefford B.J., Piscart C., Prat N., Schäfer R.B. & Schulz C.-J. (2013). Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. Environmental Pollution 173: 157-167. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.011.
Catling P.M. (2005). A Potential for the Use of Dragonfly (Odonata) Diversity as a Bioindicator of the Efficiency of Sewage Lagoons. The Canadian Field-Naturalist 119 (2): 233-236. https://doi.org/10.22621/cfn.v119i2.111.
Catling P.M., Hutchinson R. & Brunelle P.M. (2006). Use of Saltmarsh by Dragonflies (Odonata) in the Baie des Chaleurs Region of Quebec and New Brunswick in Late Summer and Autumn. The Canadian Field-Naturalist 120 (4): 413-420. https://doi.org/10.22621/cfn.v120i4.348.
Christensen K. & Wigand C. (1998). Formation of root plaques and their influence on tissue phosphorus content in Lobelia dortmanna. Aquatic Botany 61 (2): 111-122. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00067-9.
CIW (2004). CIW beoordelingssystematiek warmtelozingen. Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
CIW (2016). Stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde 2016-2021 - Bekkenspecifiek deel Netebekken. Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid.
CIW (2022). Methodieken oppervlaktewater. Achtergronddocument bij de stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2022-2027. Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid.
Claridge P.N. & Gardner D.C. (1978). Growth and movements of the twaite shad, Alosa fallax (Lacépède), in the Severn Estuary. Journal of Fish Biology 12 (3): 203-211. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1978.tb04166.x.
Connon R.E., Geist J. & Werner I. (2012). Effect-Based Tools for Monitoring and Predicting the Ecotoxicological Effects of Chemicals in the Aquatic Environment. Sensors 12 (9): 12741-12771. https://doi.org/10.3390/s120912741.
Conroy J.W.H., Yoxon P. & Gutleb A.C. (2000). PROCEEDINGS OF THE FIRST OTTER TOXICOLOGY CONFERENCE. Nr. ISBN 0-9517122-1-7. International Otter Survival Fund, Broadford, Isle of Skye, Scotland.
Corbet P.S. (1999). Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata. Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata. https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19990505185.
Corbi J.J., Froehlich C.G., Strixino S.T. & Santos A. dos (2010). Bioaccumulation of metals in

aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. Química Nova 33: 644-648. https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300030.
Corbi J.J. & Trivinho-Strixino S. (2008). Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. Brazilian Archives of Biology and Technology 51: 569-579. https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000400015.
Coring E. & Bäthe J. (2011). Effects of reduced salt concentrations on plant communities in the River Werra (Germany). Limnologica, Salinisation of running waters 41 (2): 134-142. https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.08.004.
Cowx I. & Fraser D. (2003). Monitoring the Atlantic Salmon Salmo salar. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series, Nr. 7.
Crombaghs B., Akkermans R., Gubbels R. & Hoogerwerf G. (2000). Vissen in Limburgse beken; de verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.
Crombaghs B. & Habraken J. (2002). Libellen: Gomphus flavipes - Rivierrombout. Natuur van Nederland 4 (1): 284-287.
Crosby E.B., Bailey J.M., Oliveri A.N. & Levin E.D. (2015). Neurobehavioral impairments caused by developmental imidacloprid exposure in zebrafish. Neurotoxicology and Teratology 49: 81-90. https://doi.org/10.1016/j.ntt.2015.04.006.
Cunillera-Montcusí D., Beklioğlu M., Cañedo-Argüelles M., Jeppesen E., Ptacnik R., Amorim C.A., Arnott S.E., Berger S.A., Brucet S., Dugan H.A., Gerhard M., Horváth Z., Langenheder S., Nejstgaard J.C., Reinikainen M., Striebel M., Urrutia-Cordero P., Vad C.F., Zadereev E. & Matias M. (2022). Freshwater salinisation: a research agenda for a saltier world. Trends in Ecology & Evolution 37 (5): 440-453. https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.12.005.
Dallinger R., Prosi F., Segner H. & Back H. (1987). Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. Oecologia 73 (1): 91-98. https://doi.org/10.1007/BF00376982.
de Groot S.J. (1990). Herstel van riviertrekvissen in de Rijn en realiteit? 1. De Atlantische zalm - Salmo salar. De Levende Natuur 91 (3): 82-89.
de Groot S.J. (1992). Herstel van riviertrekvissen in de Rijn een realiteit? 8. De fint. De Levende Natuur 93 (6): 182-186.
De Knijf G. & Adriaens T. (2008). Geleedpotigen - Libellen. In: Dries Adriaens, Tim Adriaens en Griet Ameeuw Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten, Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.R.2008.35. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
De Knijf G. & Adriaens T. (2020). Geleedpotigen - Libellen. In: Ion Lommaert, Dries Adrianes en Marc Pollet Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen - Versie 2.0, Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. 28. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
De Knijf G., Adriaens T., Vermylen R. & Van der Schoot P. (2014). Ontdekking van een populatie Rivierrombout (Gomphus flavipes) op het Albertkanaal (België), een van de drukst bevaren kanalen van Europa, en een overzicht van de status in West- en Midden-Europa. Brachytron 16 (1/2): 3-17.
De Knijf G., Anselin A., Goffart Ph. & Tailly M. (2006). De libellen (Odonata) van België: verspreiding - evolutie - habitats. https://pureportal.inbo.be/nl/publications/de-libellen-odonata-van-belg%C3%AB-verspreiding-evolutie-habitats.
de Laak G.A.J. (2007). Kennisdocument Atlantische zalm, Salmo salar (Linnaeus, 1758). 6. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

de Laak G.A.J. (2009). Kennisdocument fint, Alosa fallax (Lacépède, 1803). Kennisdocument, Nr. 26. Sportvisserij Nederland (OVB), Bilthoven.
de Lange M.C. & van Emmerik W.A.M. (2006). Kennisdocument bittervoorn Rhodeus amarus (Bloch, 1782). Kennisdocument / Sportvisserij Nederland, Nr. 15. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
de Nie H.D. (1996). Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen. Media Publishing, Doetinchem, 151 pp p.
de Nie H.W. (1998). De zoetwatervissen genoemd in de Habitatrichtlijn. De Levende Natuur 99: 218-219.
De Vlieger V. & Dufraing L. (1995). Kweek van water- en oeverplanten, de bittervoorn en zoetwatermosselen in de viskwekerijen van het Vlaamse Gewest. Deel 1: kweek van bittervoorn en zoetwatermossel. Rijksuniversiteit Gent, Gent.
De Vocht A., Pasmans R., Cox P., Vanbrabant B., Dupont A., Hendig P. & Carlens H. (2013). Ongewervelden en vissen in de taplopen van het Kanaal naar Beverlo. ANTenne 7 (4): 10-20.
den Boer T. (2001). Beschermingsplan moerasvogels 2000 - 2004. Informatie- en kenniscentrum natuurbeheer, Wageningen, NL.
Denys L., Lemmens P., De Knijf G. & Van Wichelen J. (2022). 6 Ecologie en beheer van stilstaande wateren. In: Jan Van Uytvanck, Martin Hermy, Geert De Blust & Maurice Hoffmann Natuurbeheer - Praktijk en wetenschap hand in hand. Sterck & De Vreese, Gorredijk, NL.
Denys L., Packet J., Leyssen A. & Van Landuyt W. (2020). Drijvende waterweegbree (Luronium natans). In: Ion Lommaert, Dries Adriaens en Marc Pollet Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen, Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2.0 ed. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
Departement Omgeving (2021). MER-fiche Water: Impact lozing van bedrijfswater. Vlaamse Overheid. https://omgeving.vlaanderen.be/sites/default/files/2021-10/MFlozingafvalwater_0.pdf .
Departement Omgeving (s.d.). Beste Beschikbare Technieken (BBT). https://omgeving.vlaanderen.be/nl/beste-beschikbare-technieken-bbt (geraadpleegd 26 januari 2024).
Depew D.C., Burgess N.M., Anderson M.R., Baker R., Bhavsar S.P., Bodaly R.A. (Drew), Eckley C.S., Evans M.S., Gantner N., Graydon J.A., Jacobs K., LeBlanc J.E., St. Louis V.L. & Campbell L.M. (2013). An overview of mercury concentrations in freshwater fish species: a national fish mercury dataset for Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70 (3): 436-451. https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0338.
Di Giulio R. & Hinton D. (2008). The toxicology of fishes. Crc Press.
Ding R., Tong L. & Zhang W. (2021). Microplastics in Freshwater Environments: Sources, Fates and Toxicity. Water, Air, & Soil Pollution 232 (5): 181. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05081-8.
Donaldson M., Cooke S., Patterson D. & Macdonald J. (2008). Cold shock and fish. Journal of Fish Biology 73: 1491-1530.
Dorts J., Grenouillet G., Douxfils J., Mandiki S.N.M., Milla S., Silvestre F. & Kestemont P. (2012). Evidence that elevated water temperature affects the reproductive physiology of the European bullhead Cottus gobio. Fish Physiology and Biochemistry 38 (2): 389-399. https://doi.org/10.1007/s10695-011-9515-y.
Douda K. (2007). The occurrence and growth of Unio crassus (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) in Lužnice River basin in respect to water quality. Acta Universitatis Carolinae,

Environmentalica 21: 57-63.
Drozd B., Kouril J., Blaha M. & Hamackova J. (2009). Effect of temperature on early life history in weatherfish, Misgurnus fossilis (L. 1758). Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems (392): 04. https://doi.org/10.1051/kmae:2009010.
Duffy W.G. & Liston C.R. (1985). Survival Following Exposure to Subzero Temperatures and Respiration in Cold Acclimatized Larvae of Enallagma boreale (Odonata:Zygoptera). Freshwater Invertebrate Biology 4 (1): 1-7. https://doi.org/10.2307/1467193.
Dunlop J., McGregor G. & Horrigan N. (2005). Potential impacts of salinity and turbidity in riverine ecosystems. National Action Plan for Salinity and Water Quality. The State of Queensland, Queensland, AUS.
Durrieu G., Maury-Brachet R., Girardin M., Rochard E. & Boudou A. (2005). Contamination by heavy metals (Cd, Zn, Cu, and Hg) of eight fish species in the Gironde estuary (France). Estuaries 28 (4): 581-591. https://doi.org/10.1007/BF02696069.
Edwards R.W. & Owens M. (1962). The Effects of Plants on River Conditions IV. The Oxygen Balance of a Chalk Stream. Journal of Ecology 50 (1): 207-220. https://doi.org/10.2307/2257205.
Eisler R. (1993). Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: synoptic review. Contaminant Hazard Reviews Report, Nr. 26. U. S. Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland.
Elias D. & Bernot M.J. (2017). Effects of Individual and Combined Pesticide Commercial Formulations Exposure to Egestion and Movement of Common Freshwater Snails, Physa acuta and Helisoma anceps. The American Midland Naturalist 178 (1): 97-111. https://doi.org/10.1674/0003-0031-178.1.97.
Elie P. & Daguzan J. (1976). [Feeding and growth of elvers of anguilla Anguilla L. (eel-like teleosten fish) experimentally reared at various temperatures in the laboratory. Annales de la nutrition et de l'alimentation 30 (1): 95-114.
Elliott J.M. & Hurley M.A. (1997). A functional model for maximum growth of Atlantic Salmon parr, Salmo salar, from two populations in northwest England. Functional Ecology 11 (5): 592-603. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1997.00130.x.
Ellis R.A., Goertemiller C.C., DeLellis R.A. & Kablotsky Y.H. (1963). The effect of a salt water regimen on the development of the salt glands of domestic ducklings. Developmental Biology 8 (3): 286-308. https://doi.org/10.1016/0012-1606(63)90031-9.
Emde S., Kochmann J., Kuhn T., Dörge D.D., Plath M., Miesen F.W. & Klimpel S. (2016). Cooling water of power plant creates "hot spots" for tropical fishes and parasites. Parasitology Research 115 (1): 85-98. https://doi.org/10.1007/s00436-015-4724-4.
Emsley J. (2003). Nature's building blocks. Oxford University Press, Oxford.
Entling M., Bundschuh M., Gerken M., Gerstle V., Kolbenschlag S., Manfrin A. & Brühl C. (2024). Effekte von Bti-basierter Stechmückenbekämpfung auf Libellen (und Spinnen). Gepresenteerd bij 41. Jahrestagung der GdO in Bonne 2024, Gesellschaft deutschprachiger Odonatologen (GdO).
Ercan E. & Tarkan A. (2014). Effect of Salinity on the Growth and Survival of the Freshwater Mussel, Unio crassus, in an Environmentally Disturbed River. Pakistan journal of zoology 46.
Esteves E. & Andrade P.J. (2008). Diel and seasonal distribution patterns of eggs, embryos and larvae of Twaite shad Alosa fallax fallax (Lacépède, 1803) in a lowland tidal river. Acta Oecologica 34 (2): 172-185. https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.05.008.
European Chemicals Bureau (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment - Part II. Institute for Health and Consumer Protection - European Commission Joint Research Centre.
Evers N. (2007). Getalswaarden bij de Goede Ecologische Toestand voor oppervlaktewater voor de algemene fysisch- chemische kwaliteitselementen temperatuur, zuurgraad,

doorzicht, zoutgehalte en zuurstof. Nr. ISBN 90.5773.347.1. Stowa/RIZA, Utrecht.
Farrell A.P. & Lutz P.L. (1975). Apparent anion imbalance in the fresh water adapted eel. Journal of comparative physiology 102 (2): 159-166. https://doi.org/10.1007/BF00691301.
Finstad A., Armstrong J. & Nislow K. (2011). 3. Freshwater Habitat Requirements of Atlantic Salmon. In: Atlantic Salmon Ecology. Wiley-Blackwell, Oxford.
Fletcher D., Lindell A., Stillings G., Blas S. & McArthur (2017). Trace element accumulation in lotic dragonfly nymphs: Genus matters. PLOS ONE 12 (2): e0172016.
Forseth T., Hurley M.A., Jensen A.J. & Elliott J.M. (2001). Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, Salmo salar, from a Norwegian river. Freshwater Biology 46 (2): 173-186. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00631.x.
Frazier B.E., Naimo T.J. & Sandheinrich M.B. (1996). Temporal and vertical distribution of total ammonia nitrogen and un-ionized ammonia nitrogen in sediment pore water from the upper Mississippi River. Environmental Toxicology and Chemistry 15 (2): 92-99. https://doi.org/10.1002/etc.5620150204.
Galletti P. & Ravizza C. (1977). Note sull'entomofauna acquatica del corso medioinferiore del Po: Odonata. Rc.Accad.Sci.Lett. 111: 89-100.
Ganser A.M., Newton T.J. & Haro R.J. (2015). Effects of elevated water temperature on physiological responses in adult freshwater mussels. Freshwater Biology 60 (8): 1705-1716. https://doi.org/10.1111/fwb.12603.
Gaumert D. (1981). Süsswasserfische in Niedersachsen: Arten und Verbreitung als Grundlage für den Fischartenschutz. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Niedersachsen, GER.
Gaumert D. (1986). Kleinfische in Niedersachsen: Hinweise zum Artenschutz. NLW.
Gerkens M. & Thiel R. (2001). HABITAT USE OF AGE - 0 TWAITE SHAD (ALOSA FALLAX LACÉPÈDE, 1803) IN THE TIDAL FRESHWATER REGION OF THE ELBE RIVER, GERMANY. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture (362-363): 773-784. https://doi.org/10.1051/kmae:2001018.
Giblin F.J. & Massaro E.J. (1973). Pharmacodynamics of methyl mercury in the rainbow trout (Salmo gairdneri): Tissue uptake, distribution and excretion. Toxicology and Applied Pharmacology 24 (1): 81-91. https://doi.org/10.1016/0041-008X(73)90183-X.
Gillis P.L. (2011). Assessing the toxicity of sodium chloride to the glochidia of freshwater mussels: Implications for salinization of surface waters. Environmental Pollution 159 (6): 1702-1708. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.032.
Glöer P. & Groh K. (2007). A contribution to the biology and ecology of the threatened species Anisus vorticulus (Troschel, 1834)(Gastropoda: Pulmonata: Planorbidae). 25 (1): 33-40.
Glutz von Blotzgeim U.N. (1987). Handbuch der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden.
Gmelig Meyling A.W. & de Bruyne R.H. (2005). Verspreidingsonderzoek Mollusken - De Platte schijfhoren Anisus vorticulus: Deelproject 1,2 en 3. Stichting Anemoon, Heemstede.
Gmelig Meyling A.W., de Bruyne R.H. & van Lente I. (2007). Inhaalslag verspreidingsonderzoek. Mollusken van de Europese Habitatrichtlijn. Platte schijfhoren Anisus vorticulus. Stichting ANEMOON.
Greene K.E., Zimmerman J.L., Laney R.W. & Thomas-Blate J.C. (2009). Atlantic coast diadromous fish habitat: A review of utilization, threats, recommendations for conservation, and research needs. Atlantic States Marine Fisheries Commission Habitat Management Series. Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington, D.C., US.
Greulich S. (1999). Compétition, perturbations et productivité potentielle dans la définition de l'habitat d'espèces rares : étude expérimentale du macrophyte aquatique Luronium natans (L) Rafin. Lyon 1. https://www.theses.fr/1999LYO10077.
Greulich S., Bornette G., Amoros C. & Roelofs J.G.M. (2000). Investigation on the fundamental

niche of a rare species: an experiment on establishment of Luronium natans. Aquatic Botany 66 (3): 209-224. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00073-X.
Groner M.L. & Relyea R.A. (2011). A tale of two pesticides: how common insecticides affect aquatic communities. Freshwater Biology 56 (11): 2391-2404. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02667.x.
Haagsma J. (1974). Etiology and epidemiology of botulism in water-fowl in the Netherlands. Tijdschrift voor Diergeneeskunde 99 (8): 434-442.
Hadderingh R. (1975). Effects of the cooling water discharge on the macro-invertebrates and fish populations around Flevo power station. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2214-2218.
Hadderingh R. & Janssen-Mommen J. (2000). Inventarisatie gevoeligheid oppervlaktewateren voor warmtelozingen. Nr. 50050786 KPS/MEC 00-6057. Rijkswaterstaat, Lelystad, NL.
Haenen O. (1995). Anguillicola crassus (Nematoda, Dracunculoidea) Infections of European Eel (Anguila anguilla) in the Netherlands : Epidemiology, Pathogenensis and Pathobiology. Wageningen University and Research, Wageningen, NL.
Haenen O. (2000). Herpesvirus (HVA) van paling. 1: 22-24.
Haenen O. & Engelsma M. (2006). Visziekten realiteit en risico's. visionair, onderzoek en beheer 1: 16-19.
Hanazato T. (2001). Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. Environmental Pollution 112 (1): 1-10. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00110-X.
Hansen M., Madenjian C., Slade J., Steeves T., Almeida P. & Quintella B. (2016). Population ecology of the sea lamprey (Petromyzon marinus) as an invasive species in the Laurentian Great Lakes and an imperiled species in Europe. Reviews in fish biology and fisheries 26: 509-535.
Hanspach D. & Krausch H. (1987). Zur Verbreitung und Ökologie von Luronium natans (L.) Raf. in der DDR. Limnologica 18: 167-175.
Hardersen S. (2000). Effects of carbaryl exposure on the last larval instar of Xanthocnemis zealandica– fluctuating asymmetry and adult emergence. Entomologia Experimentalis et Applicata 96 (3): 221-230. https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2000.00700.x.
Hardisty M. & Potter I. (1971). The general biology of adult lampreys. In: The biology of lampreys. Academic Press, London, UK, p. 127-205.
Harezlak V. (2021). Effecten van koudelozingen op het ecologisch functioneren van oppervlaktewatersystemen. WarmingUP. Deltares, Delft.
Harezlak V. & Kelderman S. (2023). Koudelozingen, vis en amfibieën - een literatuurstudie. Nr. nr. 2023-11. Stowa, Amersfoort.
Haro R.J. (2014). All along the watchtower: Larval dragonflies are promising biological sentinels for monitoring methylmercury contamination. Park Sci. 31: 70-73.
Hart B.T., Bailey P., Edwards R., Hortle K., James K., McMahon A., Meredith C. & Swadling K. (1991). A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. Hydrobiologia 210 (1): 105-144. https://doi.org/10.1007/BF00014327.
Hartmut F. & Gerstmann S. (2007). Declining Populations of Freshwater Pearl Mussels (Margaritifera margaritifera) Are Burdened with Heavy Metals and DDT/DDE. AMBIO: A Journal of the Human Environment 36 (7): 571-574. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[571:DPOFPM]2.0.CO;2.
Hartvich P., Lusk S. & Rutkayová J. (2010). Threatened fishes of the world: Misgurnus fossilis (Linnaeus, 1758) (Cobitidae). Environmental Biology of Fishes 87 (1): 39-40. https://doi.org/10.1007/s10641-009-9564-6.
Hastie L.C., Cosgrove P.J., Ellis N. & Gaywood M.J. (2003). The Threat of Climate Change to Freshwater Pearl Mussel Populations. AMBIO: A Journal of the Human Environment 32

(1): 40-46. https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.1.40.
Haukioja E. & Hakala T. (1974). Vertical distribution of freshwater mussels (Pelecypoda, Unionidae) in southwestern Finland. Annales Zoologici Fennici 11 (2): 127-130.
Helander B., Olsson A., Bignert A., Asplund L. & Litzén K. (2002). The Role of DDE, PCB, Coplanar PCB and Eggshell Parameters for Reproduction in the White-Tailed Sea Eagle (Haliaeetus albicilla) in Sweden. Ambio 31 (5): 386-403.
Hendry K. & Cragg-Hine D. (2003). Ecology of the Atlantic Salmon. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series, Nr. 7. Englisch Nature, Peterborough.
Heugens E.H.W., Jager T., Creyghton R., Kraak M.H.S., Hendriks A.J., Van Straalen N.M. & Admiraal W. (2003). Temperature-Dependent Effects of Cadmium on Daphnia magna: Accumulation versus Sensitivity. Environmental Science & Technology 37 (10): 2145-2151. https://doi.org/10.1021/es0264347.
Higler L.W.G. & Repko F.F. (1981). The effects of pollution in the drainage area of a Dutch lowland stream on fish and macro-invertebrates. SIL Proceedings, 1922-2010 21 (2): 1077-1082. https://doi.org/10.1080/03680770.1980.11897135.
Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J. & Jones J.I. (2006). How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. Science of The Total Environment 365 (1-3): 66-83. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055.
Hochwald S. (1997). Populationsökologie der Bachmuschel (Unio crassus). Bayreuther Forum Ökologie 50: 1-171.
Hofer R. & Bucher F. (1991). Zur Biologie und Gefährdung der Koppe. Österr. Fischerei (44): 158-161.
Holčik J. (1999). Rhodeus sericeus (Pallas, 1779). In: The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 5, Cyprinidae 2, Part I: Rhodeus to Capoeta. Aula-Verlag, Wiebelsheim, p. 2-32.
Holliday F.G.T. (1969). The effects of salinity on the eggs and larvae of teleosts. Fish physiology 1: 293-311.
Holmes J.A. (1990). Sea Lamprey as an Early Responder to Climate Change in the Great Lakes Basin. Transactions of the American Fisheries Society 119 (2): 292-300. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1990)119<0292:SLAAER>2.3.CO;2.
Holmes W.N., Butler D.G. & Phillips J.G. (1961). OBSERVATIONS ON THE EFFECT OF MAINTAINING GLAUCOUS-WINGED GULLS (LARUS GLAUCESCENS) ON FRESH WATER AND SEA WATER FOR LONG PERIODS. Journal of Endocrinology 23 (1): 53-61. https://doi.org/10.1677/joe.0.0230053.
Hopman F. (1994). Botulisme. Fitis 30 (2): 99-100.
James K.R., Cant B. & Ryan T. (2003). Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. Australian Journal of Botany 51 (6): 703-713. https://doi.org/10.1071/bt02110.
Janssen J. a. M., Schaminée J.H.J., Brasseur S.M.J.M. & Bruyne R.H. de (2008). Europese Natuur in Nederland. Soorten van de Habitatrichtlijn. Tweede sterk herziene en uitgebreide druk. KNNV uitgeverij, Zeist. https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/364886.
Janssen J.A.M. & Schaminée J.H.J. (2004). Europese natuur in Nederland. Soorten van de Habitatrichtlijn. KNNV uitgeverij, Utrecht.
Janssens L. & Stoks R. (2013). Exposure to a widespread non-pathogenic bacterium magnifies sublethal pesticide effects in the damselfly *Enallagma cyathigerum*: From the suborganismal level to fitness-related traits. Environmental Pollution 177: 143-149. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.016.
Jia Y., Liu Q., Goudie C.A. & Simco B.A. (2009). Survival, Growth, and Feed Utilization of Pre- and Postmetamorphic American Shad Exposed to Increasing Salinity. North American Journal of Aquaculture 71 (3): 197-205. https://doi.org/10.1577/A07-095.1.
JNCC (2024a). River lamprey (Lampetra fluviatilis) - Special Areas of Conservation. In: River

lamprey Lampetra fluviatilis. https://sac.jncc.gov.uk/species/S1099/ (geraadpleegd 15 januari 2024).
JNCC (2024b). Brook lamprey (Lampetra planeri) - Special Areas of Conservation. In: Brook lamprey Lampetra planeri. https://sac.jncc.gov.uk/species/S1096/ (geraadpleegd 15 januari 2024).
JNCC (2024c). Sea lamprey (Petromyzon marinus) - Special Areas of Conservation. In: Sea lamprey Petromyzon marinus. https://sac.jncc.gov.uk/species/S1095/ (geraadpleegd 15 januari 2024).
JNCC (2024d). Atlantic salmon (Salmo salar) - Special Areas of Conservation. In: Atlantic salmon Salmo salar. https://sac.jncc.gov.uk/species/S1106/ (geraadpleegd 29 januari 2024).
Jonsson B., Forseth T., Jensen A.J. & Næsje T.F. (2001). Thermal performance of juvenile Atlantic Salmon, Salmo salar L. Functional Ecology 15 (6): 701-711. https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00572.x.
Jordan R. (1981). Atlantic salmon spawning survey and evaluation of natural spawning success. Final Performance Report, Nr. AFS-20-R. Maine.
Jueg U., Menzel-Harloff H. & Wachlin V. (2007). Vertigo moulinsiana (Dupuy, 1849) - Bauchige Windelschnecke.
Käfel G. (1993). Besonderheiten und Gefährdung von Misgurnus fossilis. Österr. Fischerei (46): 83-90.
Kainz E. & Gollmann H.P. (1989). Beitrage zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in o sterreichischen Fließgewassern. Oesterreichs Fischerei (42): 204-207.
Kalkman V., Kop A. & Zeegers T. (2003). De relatie tussen de hydro-morfologie en het voorkomen van de Rivierrombout. European Invertebrate Survey, Leiden.
Kalkman V.J., Clausnitzer V., Dijkstra K.-D.B., Orr A.G., Paulson D.R. & van Tol J. (2008). Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. In: Balian E.V., Lévêque C., Segers H. & Martens K. (eds.). Freshwater Animal Diversity Assessment, Developments in Hydrobiology. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 351-363. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_38.
Karraker N.E. (2007). Are embryonic and larval green frogs (Rana clamitans) insensitive to road deicing salt? http://hub.hku.hk/handle/10722/89329.
Kazanci N. & Dügel M. (2010). Determination of influence of heavy metals on structure of benthic macroinvertebrate assemblages in low order Mediterranean streams by using canonical correspondence analysis. Review of Hydrobiology 3 (1).
Kefford B.J. (1998). Is salinity the only water quality parameter affected when saline water is disposed in rivers? International Journal of Salt Lake Research 7 (4): 285-300. https://doi.org/10.1007/BF02442141.
Kefford B.J., Papas P.J., Crowther D. & Nugegoda D. (2002). Are salts toxicants? Australasian Journal of Ecotoxicology 8 (2): 63-68.
Kerkum L.C.M., Bij de Vaate A., Bijstra D., De Jong S.P. & Jenner H.A. (2004). Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. RIZA. https://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/130255/riza2004-11effecten_van_koelwater_op_het_zoete_aquatische_milieu.pdf.
Kerkum L.C.M., Bij de Vaate A., Vendrig K. & Bijstra D. (2003). Effecten van thermische verontreiniging op aquatische flora en fauna. Nr. 2003.082X. RIZA, Lelystad, NL.
Ketelaar R., Higler L.W.G., Groenendijk D., Hermans J.T. & Dingemanse N.J. (2002). Libellen: Biotopen en landschappen. Natuur van Nederland 4 (1): 85-106.
Keulen C., Laudelout A., Delahaye L., Paquet J.-Y. & Clotuche E. (2007). Espèces Oiseaux concernées par l'Annexe 1 et l'article 4.2 de la Directive européenne 79/409. Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois, Lyon.
Khan M.I., Khisroon M., Khan A., Gulfam N., Siraj M., Zaidi F., Ahmadullah U., Abidullah U.,

Fatima S.H., Noreen S., Hamidullah U., Shah Z.A. & Qadir F. (2018). Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments, and Tissues and Their Histopathological Effects on *Anodonta cygnea* (Linea, 1876) in Kabul River, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. BioMed Research International 2018: e1910274. https://doi.org/10.1155/2018/1910274.

Klauda R.J., Fischer S.A., Hall Jr. L.W. & Sullivan J.A. (1991). American shad and hickory shad. Habitat requirements for Chesapeake Bay living resources. 1ste ed. Vol. 9.

Klein Breteler J.G.P. & van Emmerik W.A.M. (2005). Kennisdocument Europese aal of paling, Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758). Kennisdocument / Sportvisserij Nederland, Nr. 11. Sportvisserij Nederland, Bilthoven. https://edepot.wur.nl/117714.

Knights B. (1991). Knights, B. "Contamination of eels by organochlorine and heavy metal residues. European Inland Fisheries Advisory Commission, Working Party on Eel, Dublin.

Krekels R. & Kalkman V. (2002). Libellen: Ophiogomphus cecilia - Gaffellibel. Natuur van Nederland 4 (1): 284-287.

Kruuk H., Balharry E. & Taylor P.T. (1994). Oxygen Consumption of the Eurasian Otter Lutra lutra in Relation to Water Temperature. Physiological Zoology 67 (5): 1174-1185. https://doi.org/10.1086/physzool.67.5.30163888.

Kruuk H. & Conroy J.W.H. (1996). Concentrations of some organochlorines in otters (Lutra lutra L.) in Scotland: Implications for populations. Environmental Pollution 92 (2): 165-171. https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00099-2.

Kruuk H., Conroy J.W.H. & Moorhouse A. (1987). Seasonal reproduction, mortality and food of otters (Lutra lutra L.) in Shetland. Symposia of the Zoological Society of London 58: 263-278.

Kuijer E. (2002). Libellen en insecticiden : een literatuuronderzoek naar en risicobeoordeling van de effecten van insectenbestrijdingsmiddelen op libellen in Nederland. Wetenschapswinkel Biologie, Universiteit Utrecht. https://dspace.library.uu.nl/handle/1874/45053.

Kuijer E. & Groenendijk D. (2002). Libellen minder gevoelig voor bestrijdingsmiddelen dan vlinders? Vlinders 17 (4): 10-12.

Lafrancois B.M., Riley S.C., Blehert D.S. & Ballmann A.E. (2011). Links between type E botulism outbreaks, lake levels, and surface water temperatures in Lake Michigan, 1963–2008. Journal of Great Lakes Research 37 (1): 86-91. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.10.003.

Lansdown R. & Wade P. (2003). Ecology of the Floating Water-plantain. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series, Nr. 9. English Nature, Peterborough, 38 p.

Lau D.C.P., Brua R.B., Goedkoop W. & Culp J.M. (2023). Fatty-acid based assessment of benthic food-web responses to multiple stressors in a large river system. Environmental Pollution 337: 122598. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122598.

Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M., Kidd K.A. & Campbell L.M. (2013). Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. Environmental Science & Technology 47 (23): 13385-13394. https://doi.org/10.1021/es403103t.

Lei L., Wu S., Lu S., Liu M., Song Y., Fu Z., Shi H., Raley-Susman K.M. & He D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish Danio rerio and nematode Caenorhabditis elegans. Science of The Total Environment 619-620: 1-8. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103.

Lelek A. (1980). Threatened Freshwater Fishes of Europe. Nature and Environment Series No.18. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. Council of Europe., Strasbourg.

Lelek A. (1987). The Freshwater Fishes of Europe; Threatened Fishes of Europe. AULA-Verlag. Wiesbaden.

Lenders H., Leuven R., Nienhuis P. & Schoof D. (1997). Natuurbeheer en -ontwikkeling. Handboeken Milieukunde, Nr. 2. 40-41 p.
Lerotholi S., Palmer C.G. & Rowntree K. (2004). Bioassessment of a River in a Semiarid, Agricultural Catchment, Eastern Cape. Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference 338-344.
Lesch V. & Bouwman H. (2018). Adult dragonflies are indicators of environmental metallic elements. Chemosphere 209: 654-665. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.029.
Lesch V., Bouwman H., Kinoshita A. & Shibata Y. (2017). First report of perfluoroalkyl substances in South African Odonata. Chemosphere 175: 153-160. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.020.
Leszczycki S. (1994). Atlas of resources, values and degradation of geographical environment of Poland. Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorczyk, Warszawa.
Leuven R.S.E.W. & Oyen F.G.F. (1987). Impact of acidification and eutrophication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters of The Netherlands: an historical perspective. Journal of Fish Biology 31 (6): 753-774. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1987.tb05278.x.
Leyssen A., Denys L., Schneiders A. & Mouton A.M. (2014). Distribution and environmental requirements of stream habitat with Ranunculion fluitantis and Callitricho-Batrachion vegetation in lower Belgium (Flanders). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 24 (5): 601-622. https://doi.org/10.1002/aqc.2438.
Leyssen A., Denys L. & Van Calster H. ((in prep)). Habitat requirements of Luronium natans (L.) Raf. in northern Belgium.
Limburg K.E. (1996). Modelling the ecological constraints on growth and movement of juvenile American shad (Alosa sapidissima) in the Hudson River estuary. Estuaries 19 (4): 794-813. https://doi.org/10.2307/1352298.
Lin N. & Gary V. (2000). In Vitro Studies of Cellular and Molecular Developmental Toxicity of Adjuvants, Herbicides, and Fungicides Commonly Used in Red River Valley, Minnesota. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A 60 (6): 423-439. https://doi.org/10.1080/00984100050033494.
Lochet A., Maury-Brachet R., Poirier C., Tomás J., Lahaye M., Aprahamian M. & Rochard E. (2008). Mercury contamination and life history traits of Allis shad Alosa alosa (Linnaeus, 1758) and Twaite shad Alosa fallax (Lacépède, 1803) in the gironde estuary (South West France). In: Dufour S., Prévost E., Rochard E. & Williot P. (eds.). Fish and Diadromy in Europe (ecology, management, conservation): Proceedings of the symposium held 29 March – 1 April 2005, Bordeaux, France, Developments in Hydrobiology. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 99-109. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8548-2_8.
Lommaert L., Adriaens D. & Pollet M. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen: Versie 2.0. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.8193367.
Lopes-Lima M., Sousa R., Geist J., Aldridge D.C., Araujo R., Bergengren J., Bespalaya Y., Bódis E., Burlakova L., Van Damme D., Douda K., Froufe E., Georgiev D., Gumpinger C., Karatayev A., Kebapçi Ü., Killeen I., Lajtner J., Larsen B.M., Lauceri R., Legakis A., Lois S., Lundberg S., Moorkens E., Motte G., Nagel K.-O., Ondina P., Outeiro A., Paunovic M., Prié V., von Proschwitz T., Riccardi N., Rudzīte M., Rudzītis M., Scheder C., Seddon M., Şereflişan H., Simić V., Sokolova S., Stoeckl K., Taskinen J., Teixeira A., Thielen F., Trichkova T., Varandas S., Vicentini H., Zajac K., Zajac T. & Zogaris S. (2017). Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of the art and future challenges. Biological Reviews 92 (1): 572-607. https://doi.org/10.1111/brv.12244.

López-Doval J., Poquet M. & Muñoz I. (2014). Sublethal effects of the herbicide diuron on the freshwater snail Physella acuta. Limnetica 33 (1): 205-216.
Lorz H.W. & McPherson B.P. (1976). Effects of copper or zinc in fresh water on the adaptation to sea water and ATPase activity, and the effects of copper on migratory disposition of coho salmon (Oncorhynchus kisutch). J. Fish. Res. Board Can.; (Canada) 33:9. https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/7314917.
Louette G. & Coeck J. (2009). Vissen. In: Desiré Paelinckx, Kurt Sannen, Valérie Goethals, Gerald Louette, Jos Rutten en Maurice Hoffmann Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen, Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.M.2009.6. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, p. 669 p.
Lucassen E., van den Munckhof P., Brouwer E. & Roelofs J. (2007). Een soortbeschermingsplan voor de Drijvende waterweegbree (Luronium natans) in Noord-Brabant. Nr. 2007.01. B-WARE.
Lurman G.J., Walter J. & Hoppeler H.H. (2014). The effect of seasonal temperature variation on behaviour and metabolism in the freshwater mussel (Unio tumidus). Journal of Thermal Biology 43: 13-23. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2014.04.005.
MacDonald S.M., Mason C.F. & Europe C. of (1994). Status and Conservation Needs of the Otter (Lutra Lutra) in the Western Palaearctic. Council of Europe, 60 p.
MacEachen C., Russell R. & Whittle D. (2000). Spatial Distribution of Mercury and Organochlorine Contaminants in Great Lakes Sea Lamprey (Petromyzon marinus). Journal of Great Lakes Research 26 (1): 112-119. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(00)70678-2.
Madenjian C.P., Johnson N.S., Binder T.R., Rediske R.R. & O'Keefe J.P. (2013). Polychlorinated Biphenyl Concentrations and Activity of Sea Lamprey Petromyzon marinus Vary by Sex. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 65 (4): 693-703. https://doi.org/10.1007/s00244-013-9936-y.
Madenjian C.P., Johnson N.S., Siefkes M.J., Dettmers J.M., Blum J.D. & Johnson M.W. (2014). Mercury accumulation in sea lamprey (Petromyzon marinus) from Lake Huron. Science of The Total Environment 470-471: 1313-1319. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.081.
Madenjian C.P., Unrein J.R. & Pedro S. (2021). Trends and biological effects of environmental contaminants in lamprey. Journal of Great Lakes Research, Supplement on Sea Lamprey International Symposium III (SLIS III) 47: S112-S128. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.08.014.
Maes J. (2001). Stijgende aantallen Finten in de Zeeschelde. De Levende Natuur 102 (2): 87-87.
Maes J., Stevens M. & Breine J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad Alosa fallax fallax (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. In: Dufour S., Prévost E., Rochard E. & Williot P. (eds.). Fish and Diadromy in Europe (ecology, management, conservation): Proceedings of the symposium held 29 March – 1 April 2005, Bordeaux, France, Developments in Hydrobiology. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 129-143. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8548-2_10.
Maessen M., Roelofs J.G.M., Bellemakers M.J.S. & Verheggen G.M. (1992). The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. Aquatic Botany 43 (2): 115-127. https://doi.org/10.1016/0304-3770(92)90037-J.
Maitland P.S. (2003). Ecology of the river, brook and sea lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series, Nr. 5. English Nature, Peterborough.
Maitland P.S. & Hatton-Ellis T.W. (2003). Ecology of the Allis and Twaite Shad. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series, Nr. 3. Englisch Nature, Peterborough.

Malmqvist B. (1980). The spawning migration of the brook lamprey, Lampetra planeri Bloch, in a South Swedish stream. Journal of Fish Biology 16 (1): 105-114. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb03690.x.
Mance G. (1987). Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments. Springer Science & Business Media, 384 p.
Manion P.J. & Hanson L.H. (1980). Spawning Behavior and Fecundity of Lampreys from the Upper Three Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37 (11): 1635-1640. https://doi.org/10.1139/f80-211.
Mann R.H.K. (1971). The Populations, Growth and Production of Fish in Four Small Streams in Southern England. Journal of Animal Ecology 40 (1): 155-190. https://doi.org/10.2307/3336.
Markensten H., Moore K. & Persson I. (2010). Simulated lake phytoplankton composition shifts toward cyanobacteria dominance in a future warmer climate. Ecological Applications 20 (3): 752-767. https://doi.org/10.1890/08-2109.1.
Markich S.J. (2013). Water hardness reduces the accumulation and toxicity of uranium in a freshwater macrophyte (Ceratophyllum demersum). Science of The Total Environment 443: 582-589. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.038.
Marquet P.L. (1959). Vissen van Zuid-Limburg; 2; de Rivierdonderpad (Cottus gobio). Natuurhistorisch Maandblad 49 (1-2): 7-9.
Mateus C.S., Rodríguez-Muñoz R., Quintella B.R., Alves M.J. & Almeida P.R. (2012). Lampreys of the Iberian Peninsula: distribution, population status and conservation. Endangered Species Research 16 (2): 183-198. https://doi.org/10.3354/esr00405.
Meter L. (1973). Contributions to the study of the intestinal respiration in cobitid fishes. Stud. Cercet. Biol. (Zool.) 25 (2): 131-136.
Meyer L. & Hinrichs D. (2000). Microhabitat Preferences and Movements of the Weatherfish, Misgurnus fossilis, in a Drainage Channel. Environmental Biology of Fishes 58 (3): 297-306. https://doi.org/10.1023/A:1007681313916.
Mills S.C. & Reynolds J.D. (2004). The importance of species interactions in conservation: the endangered European bitterling Rhodeus sericeus and its freshwater mussel hosts. Animal Conservation (7): 257-263.
Ministerie van LNV (2008a). Natura 2000 profiel Ijsvogel (Alcedo atthis) - A229. https://www.natura2000.nl/profielen/a229-ijsvogel.
Ministerie van LNV (2008b). Natura 2000 profiel grote zilverreiger (Egretta alba) - A027. https://www.natura2000.nl/profielen/a027-grote-zilverreiger.
Möller H. & Scholz U. (1991). Avoidance of oxygen-poor zones by fish in the Elbe River. Journal of Applied Ichthyology 7 (3): 176-182. https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1991.tb00524.x.
Morris D. (1954). The Reproductive Behaviour of the River Bullhead (Cottus gobio L.), with Special Reference to the Fanning Activity. Behaviour 7 (1): 1-32.
Müller H. (1975). Die Aale: Lebenszyklus und wirtschaftliche Bedeutung der Wanderfische zwischen Meer und Süßwasser; mit 36 Tabellen. Ziemsen.
Müller O. (1995). Okologische Untersuchungen an Gomphiden (Odonata: Gomphidae) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Larvenstadien. PhD. Cuvillier Verlag, Göttingen.
Naiel M.A.E., Shehata A.M., Negm S.S., Abd El-Hack M.E., Amer M.S., Khafaga A.F., Bin-Jumah M. & Allam A.A. (2020). The new aspects of using some safe feed additives on alleviated imidacloprid toxicity in farmed fish: a review. Reviews in Aquaculture 12 (4): 2250-2267. https://doi.org/10.1111/raq.12432.
Natura2000 (2008). Profiel Gaffellibel (Ophiogomphus cecilia). Profielen Habitatsoorten, Nr. H1037. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. https://www.natura2000.nl/profielen/h1037-gaffellibel.

NRA (1994). Implementation of the EC freshwater fish directive: Water quality requirements for the support of fish life. Water quality series, Nr. 20. National Rivers Authority, Bristol.
Nugroho A.P. & Frank H. (2011). Uptake, distribution, and bioaccumulation of copper in the freshwater mussel Anodonta anatina. Toxicological & Environmental Chemistry 93 (9): 1838-1850. https://doi.org/10.1080/02772248.2011.582989.
Oliveira Ribeiro C.A., Rouleau C., Pelletier É., Audet C. & Tjälve H. (1999). Distribution Kinetics of Dietary Methylmercury in the Arctic Charr (Salvelinus alpinus). Environmental Science & Technology 33 (6): 902-907. https://doi.org/10.1021/es980242n.
Olker J.H., Elonen C.M., Pilli A., Anderson A., Kinziger B., Erickson S., Skopinski M., Pomplun A., LaLone C.A., Russom C.L. & Hoff D. (2022). The ECOTOXicology Knowledgebase: A Curated Database of Ecologically Relevant Toxicity Tests to Support Environmental Research and Risk Assessment. Environmental Toxicology and Chemistry 41 (6): 1520-1539. https://doi.org/10.1002/etc.5324.
OVB (1988). Cursus Vissoorten. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Lelystad, NL.
OVB (1992). 'Habitatgeschiktheidsindex model.' De grote modderkruiper Misgurnus fossilis L. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
Packet J. (2020). Slakken. In: Ion Lommaert, Dries Adriaens en Marc Pollet Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen Versie 2.0, Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, p. 275 p.
Paelinckx D., Sannen K., Goethals V., Louette G., Rutten J. & Hoffmann M. (2009). Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitaten Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.M.2009.6. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 669 p.
Palíková M., Rábová M., Krejčí R., Navrátil S. & Bláha L. (2007). Chromosomal Aberrations in Early Embryos of Weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.) Exposed to Crude Cyanobacterial Extract and Semipurified Compound of Microcystins - a Pilot Study. Acta Veterinaria Brno 76 (8): 55-60. https://doi.org/10.2754/avb200776S8S055.
Pastorino P., Bertoli M., Squadrone S., Brizio P., Piazza G., Oss Noser A.G., Prearo M., Abete M.C. & Pizzul E. (2019). Detection of trace elements in freshwater macrobenthic invertebrates of different functional feeding guilds: A case study in Northeast Italy. Ecohydrology & Hydrobiology 19 (3): 428-440. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.04.006.
Paulissen M.P.C.P. & Schouwenberg E.P. a. G. (2007). Leven met zout water : deelrapport: zouttolerantie van zoetwaterafhankelijke natuurdoeltypen; verkenning en kennislacunes. Nr. 2. Alterra, Wageningen. https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/379226.
Pavel A.B., Menabit S., Skolka M., Lupascu N., Pop I.C., Opreanu G., Stănescu I. & Scrieciu A. (2020). New data regarding the presence of two insect larvae species - Gomphus (Stylurus) Flavipes (Odonata) and Palingenia Longicauda (Ephemeroptera) – in the lower sector of the Danube River. Geo-Eco-Marina 25: 253-264. https://doi.org/10.5281/zenodo.3611187.
Pérez-Iglesias J.M., Ruiz de Arcaute C., Nikoloff N., Dury L., Soloneski S., Natale G.S. & Larramendy M.L. (2014). The genotoxic effects of the imidacloprid-based insecticide formulation Glacoxan Imida on Montevideo tree frog Hypsiboas pulchellus tadpoles (Anura, Hylidae). Ecotoxicology and Environmental Safety 104: 120-126. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.03.002.
Peters J.S. (2005). Kennisdocument rivierdonderpad (Cottus gobio L.). Kennisdocument / Sportvisserij Nederland, Nr. 9. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
Philippart J.-C. & Vranken M. (1983). Atlas des Poissons de Wallonie. Distribution, Ecologie,

Ethologie, Pêche, Conservation. Cahiers d'Éthologie Appliquée Vol 3, suppl. 1-2. https://orbi.uliege.be/handle/2268/241341.
Pike C., Crook V. & Gollock M. (2020). Anguilla anguilla: The IUCN Red List of Threatened Species e.T60344A152845178. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T60344A152845178.en.
Piscart C., Webb D. & Beisel J.N. (2007). An acanthocephalan parasite increases the salinity tolerance of the freshwater amphipod Gammarus roeseli (Crustacea: Gammaridae). Naturwissenschaften 94 (9): 741-747. https://doi.org/10.1007/s00114-007-0252-0.
Pollux B.J.A., Corosi A. & Pollux P.M.J. (2012). Verspreiding van de bittervoorn langs de Maas in Noord-Limburg: indicaties voor een regionale metapopulatiestructuur. Natuurhistorisch Maandblad 101 (6): 116-121.
Pountney A., Filby A.L., Thomas G.O., Simpson V.R., Chadwick E.A., Stevens J.R. & Tyler C.R. (2015). High liver content of polybrominated diphenyl ether (PBDE) in otters (Lutra lutra) from England and Wales. Chemosphere 118: 81-86. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.051.
Przybylski M. (1993). Longitudinal pattern in fish assemblages in the upper Warta River, Poland. Arch. Hydrobiol. 126 (4): 499-512.
Punzo F. (1988). Effects of low environmental pH and temperature on hatching and metabolic rates in embryos of Anax junius drury (Odonata: Aeshnidae) and the role of hypoxia in the hatching process. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology 91 (2): 333-336. https://doi.org/10.1016/0742-8413(88)90038-2.
Pynnönen K. (1995). Effect of pH, hardness and maternal pre-exposure on the toxicity of Cd, Cu and Zn to the glochidial larvae of a freshwater clam (Anodonta cygnea). Water Research 29 (1): 247-254. https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00126-R.
Quak J. (1993). Habitats van de zalm (Salmo salar) in het zoete water; de zalm in een ecologisch perspectief. Nr. Deelrapport Sa. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
Quignard J.P. & Douchement C. (1991). The freshwater fishes of Europe. Vol. 2. Clupeidae, Anguillidae. Aula-Verlag, Wiesbaden, 447 p.
Randall D.J. & Tsui T.K.N. (2002). Ammonia toxicity in fish. Marine Pollution Bulletin 45 (1): 17-23. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00227-8.
Rao K., Zhang X., Wang M., Liu J., Guo W., Huang G. & Xu J. (2021). The relative importance of environmental factors in predicting phytoplankton shifting and cyanobacteria abundance in regulated shallow lakes. Environmental Pollution 286: 117555. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117555.
Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., Kidd K.A., MacCormack T.J., Olden J.D., Ormerod S.J., Smol J.P., Taylor W.W., Tockner K., Vermaire J.C., Dudgeon D. & Cooke S.J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. Biological Reviews 94 (3): 849-873. https://doi.org/10.1111/brv.12480.
Reimer L.W. (1999). Krankheiten, parasiten und schadinungen. Der Aal Paraey Buchverlag and Blackwell Scientific Publications Wissenschafts-verlag, Berlin, 301-322 p.
Reynolds J. & Reynolds S. (1975). Aquatic angiosperms of some British Columbia saline lakes. Syesis 8: 291-295.
Reynolds J.D. & Guillaume H.P. (1998). Effects of phosphate on the reproductive symbiosis between bitterling and freshwater mussels: implications for conservation. Journal of Applied Ecology 35 (4): 575-581. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540575.x.
Riemersma P. & Van Der Spiegel A. (1994). De visstand in het Nederlandse deel van de Roer. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
Rijksinstituut voor Natuurbeheer (1983). Natuurbeheer in Nederland: Dieren. Pudoc,

Wageningen, NL, 423 pp p.
Rocke T.E., Euliss N.H. & Samuel M.D. (1999). Environmental Characteristics Associated with the Occurrence of Avian Botulism in Wetlands of a Northern California Refuge. The Journal of Wildlife Management 63 (1): 358-368. https://doi.org/10.2307/3802520.
Rodgers D.W. & Beamish F.W.H. (1982). Dynamics of dietary methylmercury in rainbow trout, Salmo gairdneri. Aquatic Toxicology 2 (5): 271-290. https://doi.org/10.1016/0166-445X(82)90016-9.
Roelofs J. (1996). Restoration of eutrophied shallow softwater lakes based upon carbon and phosphorus limitation. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 30: 197-202. https://doi.org/10.1007/BF02272239.
Roelofs J.G.M. (1983). Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in The Netherlands I. Field observations. Aquatic Botany 17 (2): 139-155. https://doi.org/10.1016/0304-3770(83)90110-9.
Roelofs J.G.M., Schuurkes J.A.A.R. & Smits A.J.M. (1984). Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. Aquatic Botany 18 (4): 389-411. https://doi.org/10.1016/0304-3770(84)90059-7.
Romanowski, Brzeziński M. & Zmilhorski M. (2013). Habitat correlates of the Eurasian otter Lutra lutra recolonizing Central Poland. Acta Theriologica 58: 149-155.
Ronse A., Leyssen A., Packet J. & Denys L. (2015). Past and present distribution of the rare aquatic plant Luronium natans (Alismataceae) in Belgium shows marked decline and bad conservation status. Plant Ecology and Evolution 148 (2): 160-170. https://doi.org/10.5091/plecevo.2015.1027.
Rubega M. & Robinson J. (1996). Water salinization and shorebirds: Emerging issues. International Wader Studies 9: 45-54.
Sadler K. (1979). Effects of temperature on the growth and survival of the European eel, Anguilla anguilla L. Journal of Fish Biology 15 (4): 499-507. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1979.tb03633.x.
Salisbury J., Green M., Hunt C. & Campbell J. (2008). Coastal Acidification by Rivers: A Threat to Shellfish? Eos, Transactions American Geophysical Union 89 (50): 513-513. https://doi.org/10.1029/2008EO500001.
Salmelin J., Karjalainen A.K., Hämäläinen H., Leppänen M.T., Kiviranta H., Kukkonen J.V.K. & Vuori K.M. (2016). Biological responses of midge (Chironomus riparius) and lamprey (Lampetra fluviatilis) larvae in ecotoxicity assessment of PCDD/F-, PCB- and Hg-contaminated river sediments. Environmental Science and Pollution Research 23 (18): 18379-18393. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7014-5.
Sánchez-Bayo F. & Goka K. (2005). Unexpected effects of zinc pyrithione and imidacloprid on Japanese medaka fish (Oryzias latipes). Aquatic Toxicology 74 (4): 285-293. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.06.003.
Schiel F. & Hunger H. (2006). Bestandssituation und Verbreitung von Ophiogomphus cecilia in Baden-Württemberg (Odonata: Gomphidae). Libellula 25 (1): 2.
Schneiders A., Alaerts K., Michels H., Stevens M., Gossum P.V., Reeth W.V. & Vught I. (2020). Natuurrapport 2020: feiten en cijfers voor een nieuw biodiversiteitsbeleid. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://pureportal.inbo.be/nl/publications/natuurrapport-2020-feiten-en-cijfers-voor-een-nieuw-biodiversitei.
Schneiders A., Simoens I. & Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen: wetenschappelijk rapport - NARA 2009. https://pureportal.inbo.be/en/publications/waterkwaliteitscriteria-opstellen-voor-vissen-in-vlaanderen-weten.
Scholander P., Raymond H., Walters V. & Irving L. (1950). Adaptation to cold in arctic and

tropical mammals and birds in relation to body temperature, insulation, and basal metabolic rate. The Biological Bulletin 99 (2): 259-271.
Scholz N.L., Truelove N.K., French B.L., Berejikian B.A., Quinn T.P., Casillas E. & Collier T.K. (2000). Diazinon disrupts antipredator and homing behaviors in chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57 (9): 1911-1918. https://doi.org/10.1139/f00-147.
Schotman A. & Kwak R. (2003). Moerasvogels op peil - Deelrapport 2: Successie en het succes van moerasvogels. Alterra, Wageningen, NL.
Schouten W.J. (1992). Habitat geschiktheid index model. De Grote Modderkruiper Misgurnus fossilis L. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nederland.
Schröter A., Dijkstra K.-D. & Lewington R. (2006). Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe. Britisch Wildlife Publishing, 320 p. https://library.wur.nl/WebQuery/hydrotheek/1907668.
Schulze S. & Schirmer M. (2006). Die Finte (Alosa fallax) wieder in der Weser - endlich gesicherte Daten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie 5: 269-283.
Schuurkes J.A.A.R., Elbers M.A., Gudden J.J.F. & Roelofs J.G.M. (1987). Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of small-scale soft water systems. Aquatic Botany 28 (3): 199-226. https://doi.org/10.1016/0304-3770(87)90001-5.
Scott G.R. & Sloman K.A. (2004). The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. Aquatic Toxicology 68 (4): 369-392. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.03.016.
Seeuws P., Coeck J. & Verheyen R.F. (1996). Ecologie van beschermde rondbek-en vissoorten, Soortbeschermingsplan voor de beekprik. Universitaire Instelling Antwerpen Departement Biologie, Antwerpen.
Seeuws P., Van Liefferinge C., Verheyen R.F. & Meire P. (1999). Ecologie en Habitatpreferentie van beschermde vissoorten Soortbeschermingsplan voor de kleine modderkruiper. Universitaire Instelling Antwerpen, Departement Biologie, Antwerpen.
Shaw C. (1963). Canals. In: Savidge J.P. (ed.). Travis's Flora of South Lancashire. Liverpool Botanical Society, Liverpool, England, p. 71-73.
Shuhaimi-Othman M., Nur-Amalina R. & Nadzifah Y. (2012). Toxicity of Metals to a Freshwater Snail, *Melanoides tuberculata*. The Scientific World Journal 2012: e125785. https://doi.org/10.1100/2012/125785.
Sibly R.M. & Calow P. (1989). A life-cycle theory of responses to stress. Biological Journal of the Linnean Society 37 (1-2): 101-116. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1989.tb02007.x.
Silva E.I.L., Shimizu A. & Matsunami H. (2000). Salt pollution in a Japanese stream and its effects on water chemistry and epilithic algal chlorophyll-a. Hydrobiologia 437 (1): 139-148. https://doi.org/10.1023/A:1026598723329.
Simon E., Kis O., Jakab T., Kolozsvári I., Málnás K., Harangi S., Baranyai E., Miskolczi M., Tóthmérész B. & Dévai Gy. (2017). Assessment of contamination based on trace element concentrations in Gomphus flavipes (Odonata: Insect) larvae of the Upper Tisza Region. Ecotoxicology and Environmental Safety 136: 55-61. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.034.
Sinclair T., Craig P. & Maltby L.L. (2024). Climate warming shifts riverine macroinvertebrate communities to be more sensitive to chemical pollutants. Global Change Biology 30 (4): e17254. https://doi.org/10.1111/gcb.17254.
Smith A. (2012). Effects of atrazine on olfactory-mediated behaviors in Pacific lamprey (Entosphenus tridentatus). Oregon State University, Corvallis, Oregon. https://ir.library.oregonstate.edu/concern/graduate_thesis_or_dissertations/kw52jc75

8.
Smyly W.J.P. (1957). The Life-History of the Bullhead or Miller's Thumb (cottus Gobio L.). Proceedings of the Zoological Society of London 128 (3): 431-454. https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1957.tb00336.x.
Spanoghe G. (2008). Visdieven (Sterna hirundo) en Zwarte Sternen (Chlidonias niger) op vlotjes. Natuur.oriolus 47: 1-7.
Spanoghe G., Decleer K. & Anselin A. (2003). Instandhoudingsdoelstellingen voor de Europese vogelrichtlijngebieden (sbz-v) '2.1 westkust', 3.2 poldercomplex" en '3.3 het Zwin' en de kandidaat-europese habitatgebieden (sbz-h) 'be2500001 (1-33) duingebieden inclusief Ijzermonding en Zwin' en 'be250000 (1-31) Polders'. https://pureportal.inbo.be/nl/publications/instandhoudingsdoelstellingen-voor-de-europese-vogelrichtlijngebi.
Spikmans F. (2014). Prikkenpaai en watertemperatuur. Schubben & Slijm 6 (1): 14-14.
Spikmans F. & Smid K. (2022). Veranderingen in de prikkenpopulatie in de Niers. RAVON 24 (3): 54-57.
Spooner D.E. & Vaughn C.C. (2008). A trait-based approach to species' roles in stream ecosystems: climate change, community structure, and material cycling. Oecologia 158 (2): 307-317. https://doi.org/10.1007/s00442-008-1132-9.
Steinmann I., Freyhof J., Nolte A., Klinger H., Schütz C. & Waterstraat A. (2006a). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Groppe Cottus gobio (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland., Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
Steinmann I., Ingendahl D., Klinger H. & Schütz C. (2006b). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Lachses Salmo salar (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland., Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz Sachsen- Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
Steinmann I., Klinger H. & Schütz C. (2006c). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Steinbeißers Cobitis taenia (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland., Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
Sterba G. & Mohr E. (1958). Die Schmerlenartigen (Cobitidae). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510410149/Die_Schmerlenartigen_Cobitidae (geraadpleegd 7 november 2023).
Sternberg K. & Buchwald R. (2000). Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Grosslibellen (Anisoptera). Ulmer, Stuttgart.
Stevens M. & Coeck J. (2010). Wetenschappelijke onderbouwing van een strategische prioriteitenkaart vismigratie voor Vlaanderen (Benelux Beschikking M(2009)01). Nr. INBO.R.2010.33. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
Stevens M., Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., Mouton A., Buysse D. & Coeck J. (2011). Onderzoek naar de trekvissoorten in het Schelde-estuarium :

voortplantings- en opgroeihabitat van rivierprik en fint. Nr. INBO.R.2011.14. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
Stevens M., Van den Neucker T., Mouton A., Buysse D., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Gelaude E. & Coeck J. (2009). Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde. Nr. INBO.R.2009.9. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
Stoks R., Debecker S., Van K.D. & Janssens L. (2015). Integrating ecology and evolution in aquatic toxicology: insights from damselflies. Freshwater Science 34 (3): 1032-1039. https://doi.org/10.1086/682571.
Suhling F., Burbach K., Ellwanger G., Mauersberger R., Ott J. & Schiel F.-J. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Asiatischen Keiljungfer Gomphus flavipes (Charpentier, 1825). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale), p. 129-130.
Suhling F. & Müller O. (1996). Die Flussjungfern Europas. Westarp Wissenschaften/Die Neue Brehm-Bücherei, Magdeburg.
Suhling F., Suhling I. & Richter O. (2015). Temperature response of growth of larval dragonflies – an overview. International Journal of Odonatology 18 (1): 15-30. https://doi.org/10.1080/13887890.2015.1009392.
Svecevičius G. (1999). Fish Avoidance Response to Heavy Metals and their Mixtures. Acta Zoologica Lituanica 9 (2): 103-113. https://doi.org/10.1080/13921657.1999.10512293.
Swanson G.A., Adomaitis V.A., Lee F.B., Serie J.R. & Shoesmith J.A. (1984). Limnological Conditions Influencing Duckling Use of Saline Lakes in South-Central North Dakota. The Journal of Wildlife Management 48 (2): 340-349. https://doi.org/10.2307/3801165.
Szańkowski M. & Kłosowski S. (2001). Habitat conditions of the phytocoenoses dominated by Luronium natans (L.) Rafin in Poland. Hydrobiologia 455 (1): 213-222. https://doi.org/10.1023/A:1011914607379.
Szmeja J. & Bazydlo E. (2005). The effect of water conditions on the phenology and age structure of Luronium natans [L.] Raf. populations. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 74 (3).
Ter Heerdt G. (1995). Planten in de peiling. Literatuuronderzoek naar de invloed van het zoutgehalte in de bodem op de ontwikkeling van helofyten. RIZA, Lelystad, NL.
Termaat T., van Strien A.J., van Grunsven R.H.A., De Knijf G., Bjelke U., Burbach K., Conze K.-J., Goffart P., Hepper D., Kalkman V.J., Motte G., Prins M.D., Prunier F., Sparrow D., van den Top G.G., Vanappelghem C., Winterholler M. & WallisDeVries M.F. (2019). Distribution trends of European dragonflies under climate change. Diversity and Distributions 25 (6): 936-950. https://doi.org/10.1111/ddi.12913.
Terrier A., Castella E., Falkner G. & Killeen J.I. (2006). Species account for Anisus vorticulus (Troschel, 1834) (Gastropoda: Planorbidae), a species listed in annexes II and IV of the Habitats Directive. Journal of Conchology 39 (2): 193-205.
Tesch F.W. (1999). Der Aal. 3., neubearbeite Auflage. Verlag Paul Parey, Berlin.
Teunen L., Belpaire C., Dardenne F., Blust R., Covaci A. & Bervoets L. (2020). Veldstudies naar monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2018 (algemene trends en relaties). Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)., Antwerpen, BE.
Theuerkauf J. & Rouys S. (2001). Habitats of Odonata in the Bialowieza Forest and its surroundings [Poland]. Fragmenta Faunistica 1.
Thiel R., Sepülveda A. & Oesmann S. (1996). Occurrence and distribution of twaite shad (Alosa

fallax Lacépède) in the lower Elbe River, Germany. In: Kirchhofer A. & Hefti D. (eds.). Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe, ALS Advances in Life Sciences. Birkhäuser, Basel, p. 157-170. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-9014-4_16.

Thurston R.V., Russo R.C. & Vinogradov G.A. (1981). Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the unionized ammonia species. Environmental Science & Technology 15 (7): 837-840. https://doi.org/10.1021/es00089a012.

Tollett V.D., Benvenutti E.L., Deer L.A. & Rice T.M. (2009). Differential Toxicity to Cd, Pb, and Cu in Dragonfly Larvae (Insecta: Odonata). Archives of Environmental Contamination and Toxicology 56 (1): 77-84. https://doi.org/10.1007/s00244-008-9170-1.

Tomlinson M.L. & Perrow M.R. (2003). Ecology of the Bullhead. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series, Nr. 4. English Nature, Peterborough.

Trenfield M.A., Markich S.J., Ng J.C., Noller B. & van Dam R.A. (2012). Dissolved organic carbon reduces the toxicity of aluminum to three tropical freshwater organisms. Environmental Toxicology and Chemistry 31 (2): 427-436. https://doi.org/10.1002/etc.1704.

Trenfield M.A., Ng J.C., Noller B.N., Markich S.J. & Dam R.A. van (2011). Dissolved Organic Carbon Reduces Uranium Bioavailability and Toxicity. 2. Uranium[VI] Speciation and Toxicity to Three Tropical Freshwater Organisms. Environmental Science & Technology 45 (7): 3082-3089. https://doi.org/10.1021/es103349a.

Třešňáková N., Çağlan Günal A., Başaran Kankılıç G., Paçal E., Nihan Tavşanoğlu Ü., Uyar R. & Erkoç F. (2020). Sub-lethal toxicities of zinc pyrithione, copper pyrithione alone and in combination to the indicator mussel species Unio crassus Philipsson, 1788 (Bivalvia, Unionidae). Chemistry and Ecology 36 (4): 292-308. https://doi.org/10.1080/02757540.2020.1735377.

Uboni C., Jugovic J., Tordoni E., Pizzul E., Riservato E. & Bacaro G. (2020). Dragonfly (Odonata) Diversity Patterns in Mixohaline Coastal Wetlands. Estuaries and Coasts 43 (2): 375-386. https://doi.org/10.1007/s12237-019-00687-y.

Umeozor O.C. (1993). Dragonfly distribution along New Calabar River, near Port Harcourt, Nigeria (Anisoptera). Notulae odonatologicae 4 (1): 12-15.

Unrein J.R., Morris J.M., Chitwood R.S., Lipton J., Peers J., van de Wetering S. & Schreck C.B. (2016). Pacific lamprey (Entosphenus tridentatus) ammocoetes exposed to contaminated Portland Harbor sediments: Method development and effects on survival, growth, and behavior. Environmental Toxicology and Chemistry 35 (8): 2092-2102. https://doi.org/10.1002/etc.3367.

van Beek G.C.W. (2003). Kennisdocument grote modderkruiper Misgurnus fossilis (Linnaeus, 1758). Kennisdocument / Sportvisserij Nederland, Nr. 1. OVB / Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

Van Calster H., Cools N., De Keersmaeker L., Denys L., Herr C., Leyssen A., Provoost S., Vanderhaeghe F., Vandevoorde B., Wouters J. & Raman M. (2020). Gunstige abiotische bereiken voor vegetatietypes in Vlaanderen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.19362510.

Van de Meutter F., Bezdenjsnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Soors J. & Speybroeck J. (2019). Onderzoek naar de trofische relaties in de Zeeschelde. Nr. INBO.R.2019.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Den Berge K., Belpaire C., Maes D., Van Thuyne G., Gouwy J., Geeraerts C., Pauwels I., De Bruyn L. & Vandamme L. (2019a). Onderzoek naar habitatkwaliteit voor de otter in België: Potentieel leefgebied voor de otter in Vlaanderen. https://doi.org/10.21436/inbor.17664371.

Van Den Berge K. & Gouwy J. (2020). Otter (Lutra lutra). In: Ion Lommaert, Dries Adriaens en Marc Pollet Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de

Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen: Versie 2.0, Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.8193367.
Van Den Berge K., Gouwy J. & Berlengee F. (2019b). De otter (Lutra lutra) in Vlaanderen: state of the art anno 2019. https://doi.org/10.21436/inbor.17353337.
Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Margeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J. & Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.R.2015.9952476. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
van der Lee G.H., Verdonschot R.C.M., Kraak M.H.S. & Verdonschot P.F.M. (2018). Dissolved oxygen dynamics in drainage ditches along a eutrophication gradient. Limnologica 72: 28-31. https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.08.003.
van der Valk F., Pieters H. & Wegman R.C.C. (1989). Publications and reports of the project" Ecological Rehabilitation of the River Rhine". RIVO, Ymuiden, Bilthoven.
Van der Winden J., Bonhof G. & Bak A. (2004). Leefgebieden van moerasvogels in agrarisch gebied. Bureau Waardenburg, Culemborg.
van Emmerik W.A.M. & de Nie H.W. (2006). De zoetwatervissen van Nederland : ecologisch bekeken. Sportvisserij Nederland, Bilthoven, 267 p.
Van Hall J. (1998). Autecologie en Habitats Geschiktheids Index model van de rivierprik Lampetra fluviatilis. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
van Kessel N., Dorenbosch M., van der Velde G. & Leuven R. (2014). Invasieve grondels in de grote rivieren en hun effect op de beschermde Rivierdonderpad. De Levende Natuur: tijdschrift voor Natuurbehoud en Natuurbeheer (3). https://www.vliz.be/nl/imis.
van Kessel N., Kranenbarg J., Dorenbosch M., Bruijn A., Nagelkerke L., Van der Velde G. & Leuven R.S.E.W. (2013). Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekiende kunstwerken.
Van Landuyt W. & Leten M. (2009). Vaatplanten. In: Desiré Paelinckx, Kurt Sannen, Valérie Goethals, Gerald Louette, Jos Rutten en Maurice Hoffmann Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen, Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.M.2009.6. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, p. 669.
Van Liefferinge C. & Meire P. (2003). Onderzoek naar het voorkomen van de Grote modderkruiper in Vlaanderen en meer specifiek naar de populatiegrootte en de overlevingskansen in het natuurreservaat het Goorken te Arendonk. Nr. ECOBE 03-R55. Universiteit Antwerpen, Departement Biologie, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, Antwerpen.
van Linden F. (1991). De rol van milieugevaarlijke stoffen in veranderingen in de vogelstand in Nederland. Het Vogeljaar 39 (3): 98-105.
Van Looy K., Wouters J., Schneiders A., Denys L., Packet J., Decleer K., Adriaens, P, & Van Hoydonck, G (2008). Afstemming doelen Integraal Waterbeleid (DIW-KRW) en Natura2000 - Ecologische vereisten beschermde habitattypen en soorten.
Van Ommen F. (1971). Een en ander over de Rivierdonderpad (Cottus gobio). De Levende Natuur 74 (11-12): 248-250.
van Schaik V.A. & Geraeds R.P.G. (2001). Eerste vondsten larvenhuidjes Gaffellibel in Nederland. Natuurhistorisch Maandblad 90 (9): 166-167.
van Schaik V.A. & Geraeds R.P.G. (2007). Herontdekking van de Gaffellibel langs de Swalm. Natuurhistorisch Maandblad 96 (11): 299-302.
Van Thuyne G., Belpaire C. & Mergaey J. (2020). Vissen. In: Ion Lommaert, Dries Adriaens en Marc Pollet Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de

Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen: Versie 2.0, Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.8193367.

van Tol J. & Geijskes D.C. (1981). Changes in abundance and distribution of dragonflies (Odonata) in the Netherlands during this century. Nieuwsbrief EIS Kenniscentrum Insecten en andere ongewervelden 10: 47-53.

Van Veld P.A., Vogelbein W.K., Cochran M.K., Goksøyr A. & Stegeman J.J. (1997). Route-Specific Cellular Expression of Cytochrome P4501A (CYP1A) in Fish (Fundulus heteroclitus) Following Exposure to Aqueous and Dietary Benzo[a]pyrene. Toxicology and Applied Pharmacology 142 (2): 348-359. https://doi.org/10.1006/taap.1996.8037.

Van Wichelen J., Auwerx J., Maes Y., Brys R., Mergaey J., De Bruyn L., Verreycken H., Belpaire C., de Bruin A. & Vos M. (2023a). Achtergrondrapport van het soortenbeschermingsprogramma voor grote modderkruiper (Misgurnus fossilis Linnaeus 1758) in Vlaanderen (2021-2025). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek & RAVON. https://doi.org/10.21436/inbor.97302038.

Van Wichelen J., Belpaire C., Buysse D., Baeyens R., Verhelst P., Vergeynst J., Pauwels I., Van Thuyne G., De Meyer J., Stevens M., Vlietinck K., Mouton A. & Coeck J. (2018). Kan Vlaanderen het tij nog keren voor de Europese paling? Effecten van tien jaar Europese bescherming op het voortbestaan van de Paling in Vlaanderen. Natuur.Focus (1). https://www.waterbouwkundiglaboratorium.be/nl/catalogus.

Van Wichelen J., Coene P., Denys L., Pelicaen J. & Vyverman W. (2014). Tien jaar waterbloeimonitoring in Vlaanderen. Natuur.Focus 13 (2): 72-79.

Van Wichelen J., De Coster S., De Ruysscher F., De Keyser K., van Gremberghe I., Sterken M. & Vanormelingen P. (2006). Algenbloei. Een bedreiging voor natuurwaarden in Vlaanderen? Natuur.Focus 5 (3): 91-97.

Van Wichelen J., Maesele R., De Knijf G., Stevens M. & Van den Bergh E. (2023b). Advies over de ecologische impact van aquathermie uit bevaarbare waterlopen. (Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.4562. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vandamme L., Belpaire C., Gelaude E., Gouwy J., Robberechts K., Van Thuyne G., Galle L., Maes Y., Lambeens I., Terrie T., Breine J., Bervoets L., Teunen L., Malarvannan G. & Van Den Berge K. (2019). Onderzoek naar potentieel habitat voor de otter in de Benedenschelde, Habitatkwaliteit en knelpunten gedetailleerd in kaart. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.17665371.

Veerkamp M.T., Corré W.J., Atwell B.J. & Kuiper P.J.C. (1980). Growth rate and phosphate utilization of some Carex species from a range of oligotrophic to eutrophic swamp habitats. Physiologia Plantarum 50 (3): 237-240. https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1980.tb04456.x.

Venice system (1959). The final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. Archives Oceanography and Limnology 11: 243-248.

Veraart J., Verdonschot R. & Paulissen M. (2013). Effecten verzilting zoete aquatische ecosystemen. STOWA / Alterra, Wageningen, NL. https://www.stowa.nl/deltafacts/zoetwatervoorziening/verzilting/effecten-verzilting-zoete-aquatische-ecosystemen.

Vercoutere B. (2008a). Platte schijfhoren (Anisus vorticulus). In: Dries Adriaens, Tim Adriaens en Griet Ameeuw Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vercoutere B. (2008b). Zeggekorfslak (Vertigo moulinsiana). In: Dries Adriaens, Tim Adriaens en Griet Ameeuw Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van

instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten., Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, p. 123-126.
Verdonschot P. & Verdonschot R. (2020). Stroming en waterbeweging. Wageningen Environmental Research, Wageningen, NL.
Verdonschot P.F.M., Nijboer R.C., Higler L.W.G. & Hoek T.H. van den (2003). Selectie van indicatoren voor oppervlaktewateren; invulling van indicatieve macrofauna, macrofyten en vissen voor Kaderrichtlijn Water typen. https://research.wur.nl/en/publications/selectie-van-indicatoren-voor-oppervlaktewateren-invulling-van-in.
Verhelst P., Reubens J., Pauwels I., Buysse D., Aelterman B., Van Hoey S., Goethals P., Moens T., Coeck J. & Mouton A. (2018). Movement behaviour of large female yellow European eel (Anguilla anguilla L.) in a freshwater polder area. Ecology of Freshwater Fish 27 (1): 471-480. https://doi.org/10.1111/eff.12362.
Vermeersch G., Adriaens P., Boone N. & Pollet M. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Vogelrichtlijnsoorten in Vlaanderen: Versie 2.0. https://doi.org/10.21436/inbor.12992287.
Vermeulen T. (2020). Libellen langs de getijden-Durme. Brachytron 21: 38-52.
Verreycken H. & Breine J. (2010). Zwartbekgrondel gearriveerd in Vlaanderen. INBO Nieuwsbrief 13. https://pureportal.inbo.be/nl/publications/zwartbekgrondel-gearriveerd-in-vlaanderen.
Viarengo A., Canesi L., Moore M.N. & Orunesu M. (1994). Effects of Hg2+ and Cu2+ on the cytosolic Ca2+ level in molluscan blood cells evaluated by confocal microscopy and spectrofluorimetry. Marine Biology 119 (4): 557-564. https://doi.org/10.1007/BF00354318.
Vilenica M., Kerovec M., Pozojević I. & Mihaljević Z. (2020). Odonata assemblages in anthropogenically impacted lotic habitats. Journal of Limnology 80 (1): 1-9.
Vlaamse Overheid (2017). Soortenbeschermingsprogramma beekprik, rivierdonderpad & kleine modderkruiper. Vlaamse Overheid.
Vlaamse Overheid (2020). Soortenbeschermingsprogramma voor de grote modderkruiper (Misgurnus fossilis) in Vlaanderen.
Vlaamse Overheid (2022). Soortenbeschermingsprogramma voor de Europese otter (Lutra lutra) in Vlaanderen.
VMM (2023a). Pesticiden in oppervlaktewater — Vlaamse Milieumaatschappij. https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/pesticiden-in-oppervlaktewater (geraadpleegd 5 februari 2024).
VMM (2023b). Gevaarlijke stoffen in waterorganismen. https://www.vmm.be/water/kwaliteit-waterlopen/gevaarlijke-stoffen-in-biota.
Vrignaud S. (2014). Suivi des populations du Vertigo de Des Moulins et du Vertigo étroit dans le site Natura 2000 de la Haute vallée de l'Essonne. Nr. Année 1.
Wasscher M. (2006). Larvenhuidjes van de Rivierrombout Gomphus flavipes langs de Waal bij Hurwenen. NVL-Nieuwsbrief 10 (2): 12-15.
Waterstraat A. (1992). Populationsökologische Untersuchungen an Cottus gobio L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands. Limnologica 22 (2): 137-149.
Watson A.M. (2002). The Ecology of Four Scarce Wetland Molluscs. Environment Agency, 2002. Cardiff University.
Watson A.M., Ormerod S.J. & Alisa M. (2004). The microdistribution of three uncommon freshwater gastropods in the drainage ditches of British grazing marshes. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 14 (3): 221-236. https://doi.org/10.1002/aqc.611.

Werner K. (1937). Zoetwatervissen. Wat leeft en groeit - De wereld van dieren en planten. Uitgeverij Het Spectrum, Utrecht.
Wilber D.H. & Clarke D.G. (2001). Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. North American Journal of Fisheries Management 21 (4): 855-875. https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0855:BEOSSA>2.0.CO;2.
Willby N. (2003). Monitoring the Floating Water-plantain. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series, Nr. 11. English Nature, Peterborough.
Willby N. & Eaton W. (1993). The distribution, ecology and conservation of Luronium natans (L.) Raf. in Britain. Journal of Aquatic Plant Management 31: 70-76.
Williams D.D., Williams N.E. & Cao Y. (2000). Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. Water Research 34 (1): 127-138. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00129-3.
Williams M.L., Palmer C.G. & Gordon A.K. (2003). Riverine macroinvertebrate responses to chlorine and chlorinated sewage effluents - acute chlorine tolerances of Baetis harrisoni (Ephemeroptera) from two rivers in KwaZulu-Natal, South Africa. Water SA 29 (4): 483-488. https://doi.org/10.4314/wsa.v29i4.5056.
Williams W.D. (1987). Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard. Ambio 15: 180-185.
Willing M. & Killeen I. (1998). The freshwater snail Anisus vorticulus in ditches in Suffolk, Norfolk and West Sussex. English Nature.
Winter H.V., Van Keeken O.A., Kleissen F. & Foekema E.M. (2023). Wastewater plumes can act as non-physical barriers for migrating silver eel. PLOS ONE 18 (6): e0287189. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0287189.
Witte H. & Groenendijk D. (1999). Voorkomen van libellenlarven in de Nederlandse Delta in relatie tot saliniteit. Brachytron 3 (2): 3-10.
Włodarczyk R., Minias P., Kukier E., Grenda T., Śmietanka K. & Janiszewski T. (2014). The First Case of a Major Avian Type C Botulism Outbreak in Poland. Avian Diseases 58 (3): 488-490. https://doi.org/10.1637/10669-091913-Case.1.
Wobeser G. (1975). Prolonged Oral Administration of Methyl Mercury Chloride to Rainbow Trout (Salmo gairdneri) Fingerlings. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32 (11): 2015-2023. https://doi.org/10.1139/f75-237.
Wohlgemuth E. (1981). Nekteré vlastnosti populace horavky duhové (Rhodeus sericeus) z reky Jihlavy. Acta Sci. Nat. Mus. Moraviae Occid. Trebíc (12): 29-34.
Yeager M.M., Cherry D.S. & Neves R.J. (1994). Feeding and Burrowing Behaviors of Juvenile Rainbow Mussels, Villosa iris (Bivalvia:Unionidae). Journal of the North American Benthological Society 13 (2): 217-222. https://doi.org/10.2307/1467240.
Yoshida T., Takashima F. & Watanabe T. (1973). Distribution of) 714C{PCBs in carp)]. Ambio 2 (4): 111-113.
Zinchenko T.D. & Golovatyuk L.V. (2013). Salinity tolerance of macroinvertebrates in stream waters (review). Arid Ecosystems 3 (3): 113-121. https://doi.org/10.1134/S2079096113030116.
Zydlewski J. & McCormick S.D. (1997). The ontogeny of salinity tolerance in the American shad, Alosa sapidissima. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54 (1): 182-189. https://doi.org/10.1139/f96-251.

Bijlagen

Bijlage I: Basismilieukwaliteitsnormen oppervlaktewater per type waterloop (Bijlage 2.3.1 VLAREM II)

VLAREM II - Basismilieukwaliteitsnormen oppervlaktewater (Bijlage 2.3.1) - Deel 1									
Parameter		Waarde (type waterloop)*							Eenheid
		BkK	Bk	BgK	Bg	Rk	Rg	Rzg	
Temperatuur	Max	25							°C
Impact thermische lozing	Max	+3							°C
Zuurstof-gehalte	Min	6							mg/L
	Max	120							%
BZV/BOD	90-p	6							mg/L
CZV/COD	90-p	30							mg/L
EC	90-p	600	600	600	600	600	1000	1000	µS/cm (20°C)
Chloride	90-p	120	120	120	120	120	200	200	mg/L
Sulfaat	Gem.	90	90	90	90	90	150	150	mg/L
Zuurtegraad; pH	Bereik	5,5 - 8,5	6,5 - 8,5	5,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	/
Kjeldahl-N	90-p	6							mg/L
Nitraat	90-p	10	10	10	10	5,65	5,65	5,65	mg/L
Totale stikstof TN	ZomerHJ gem.	4	4	4	4	4	2,5	2,5	mg/L
Totale fosfor TP	ZomerHJ gem.	0,14							mg/L
Orthofosfaat	90-p	0,07	0,10	0,07	0,10	0,12	0,14	0,12	mg/L

doi.org/10.21436/inbor.106960727

Doorzicht; zwevende stof/vaste stoffen in suspensie	90-p	50		mg/L
EKC-fytoplankton	Min	/	0.75	/
EKC-macrofyten	Min	0,6		/
EKC-fytobenthos	Min	0,6		/
EKC-macro-invertebraten	Min	0,7		/
EKC-visfauna	Min	0,65		/
* Legende type waterloop: Bk - kleine beek; BkK - kleine beek Kempen; Bg - grote beek; BgK - grote beek Kempen; Rk - kleine rivier, Rg - grote rivier; Rzg - zeer grote rivier				

VLAREM II - Basismilieukwaliteitsnormen oppervlaktewater (Bijlage 2.3.1) - Deel 2									
Parameter		Waarde (type waterloop)**							Eenheid
		Pz	Pb	Mlz	O1o	O1b	O2 zout	Niet typ. riv	
Temperatuur	Max	25							°C
Impact thermische lozing	Max	+3							°C
Zuurstof-gehalte	Min	6							mg/L
	Max	120							%
BZV/BOD	90-p	6							mg/L
CZV/COD	90-p	30							mg/L
EC	90-p	1000	15000	1000	/	/	/	600	µS/cm (20°C)

Chloride	90-p	200	300-10000	200	/	/	/	120	mg/L
Sulfaat	Gem.	150	2250	150	/	/	/	90	mg/L
Zuurtegraad; pH	Bereik	6,5 - 8,5	7,0 - 9,0	6,5 - 8,5	7,0 - 9,0	7,5 - 9,0	7,5 - 9,0	6,5 - 8,5	/
Kjeldahl-N	90-p	6	6	6	6	/	/	6	mg/L
Nitraat	90-p	5,65	5,65	5,65	5,65	/	/	10	mg/L
Nitraat + nitriet + ammonium	Wintergem.	/	/	/	/	0,49	0,49	/	mg N/L
Totale stikstof TN	Zomer HJgem.	4	4	2,5	2,5	/	/	4	mg/L
Totale fosfor TP	Zomer HJgem.	0,14	0,14	0,14	0,14	/	/	0,14	mg/L
Orthofosfaat	90-p	0,10	0,14	0,14	0,14	0,07	0,07	0,10	mg/L
Doorzicht; zwevende stof/vaste stoffen in suspensie (secchi)	90-p	50	50	(0,7)	(0,7)	(0,7)	/	50	mg/L (m)
EKC-fytoplankton	Min	0,75	0,75	/	/	/	/	/	/
EKC-macrofyten	Min	0,6	0,6	/	/	/	/	0,6	/
EKC-fytobenthos	Min	0,6	0,6	/	/	/	/	0,6	/
EKC-macro-invertebraten	Min	0,6	0,6	/	/	/	/	0,7	/
EKC-visfauna	Min	0,65	0,65	/	/	/	/	0,65	/
** Legende type waterloop: Pz - zoete polderwaterloop, Pb - brakke polderwaterloop; Mlz - zoet, mesotidaal laaglandestuarium; O1o - zwak brak (oligohalien) macrotidaal laaglandestuarium; O1b - brak macrotidaal laaglandestuarium; O2zout - zout, mesotidaal									

laaglandestuarium; Niet typ. Riv - Niet getypeerde rivieren/niet tot stroomgebiedbeheerplannen afgebakend waterlichaam behorende oppervlaktewateren

Bijlage II: Soortspecifieke waterkwaliteitsnormen Habitatrichtlijnsoorten stromend water

Europese paling- *Anguilla anguilla*				
Parameter		**Waarde**	**Eenheid**	**Bron**
Temperatuur	Maximum	25	°C	VLAREM II
	Minimum	10	°C	(Klein Breteler & van Emmerik, 2005)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	5	mg/L	(Tesch, 1999; Klein Breteler & van Emmerik, 2005)
BOD	Max, 90-percentiel	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (Estuaria Mlz, O1o, Rg, Rzg)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte	Beschrijving (Max, 90-percentiel)	zout, brak en zoet water (0-10000 mg/L)		(van der Valk *et al.*, 1989; Knights, 1991; Schneiders *et al.*, 2009) (VLAREM II; zoet water tot brakke polderlopen)
Zuurtegraad	Bereik	pH 5-8		(Leuven & Oyen, 1987; Schneiders *et al.*, 2009)

Fint - *Alosa fallax*			
Parameter	**Waarde**	**Eenheid**	**Bron**

doi.org/10.21436/inbor.106960727

Temperatuur	Maximum	25	°C	(Limburg, 1996; Aprahamian & Aprahamian, 2001; Gerkens & Thiel, 2001; Esteves & Andrade, 2008; Maes *et al.*, 2008; Stevens *et al.*, 2011)
	Minimum	15 (voortplanting)	°C	(Claridge & Gardner, 1978; Quignard & Douchement, 1991; Schulze & Schirmer, 2006; Stevens *et al.*, 2011)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	7	mg/L	(Möller & Scholz, 1991; Van Looy *et al.*, 2008; Maes *et al.*, 2008)
BOD	Max, 90-percentiel	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	2,5	mg/L	VLAREM II (Estuaria Mlz, O1o, Rg, Rzg)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Maximum	100	mg/L	Amerikaanse elft (Auld & Schubel, 1978; Wilber & Clarke, 2001; Stevens *et al.*, 2011)
Zoutgehalte, chloride	Bereik	0 - 2800	mg/L	(Stevens *et al.*, 2011)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6-9,9		Amerikaanse elft (Bilkovic *et al.*, 2002; Stevens *et al.*, 2011)

Kleine modderkruiper - *Cobitis taenia*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	25	°C	VLAREM II
	Minimum	2	°C	(Meter, 1973; Schneiders *et al.*, 2009)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	8	mg/L	(Vlaamse Overheid, 2017)
BOD	Max, 90-percentiel	6 (geen zware org belasting)	mg/L	VLAREM II Algemene norm (Van Looy *et al.*, 2008; Vlaamse Overheid, 2017)
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivieren)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Bereik	0 - 1000	mg/L	(van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007)
Zuurtegraad	Minimum	pH 6,75		(Lenders *et al.*, 1997; Seeuws *et al.*, 1999)

Grote modderkruiper - *Misgurnus fossilis*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	24	°C	(Alabaster & Lloyd, 1982; Van Liefferinge & Meire, 2003; Van Looy *et al.*, 2008)

Zuurstof, concentratie	Minimum	2	mg/L	(Möller & Scholz, 1991; Van Liefferinge & Meire, 2003; Schneiders *et al.*, 2009)
Zuurstof, verzadiging	Bereik	10-122	%	(Leuven & Oyen, 1987; OVB, 1988; Bohl, 1993; van Beek, 2003) (Schouten, 1992; Van Wichelen *et al.*, 2023a)
BOD	Max	4,3	mg/L	
Doorzicht	Beschrijving	Ondergedoken vegetatie moet kunnen ontwikkelen (bedekking 50-80%)		
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivieren)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Bereik	0-1000	mg/L	(van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007; Van Wichelen *et al.*, 2023a)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6,5-9		(Schouten, 1992; Van Liefferinge & Meire, 2003; Lommaert *et al.*, 2020)

Rivierdonderpad - *Cottus perifretum*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	18	°C	(Kainz & Gollmann, 1989; Peters, 2005)
	Minimum	7	°C	(Peters, 2005; Schneiders *et al.*, 2009)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	8	mg/L	(Seeuws *et al.*, 1999; Tomlinson & Perrow, 2003; Van Looy *et al.*, 2008; Vlaamse Overheid, 2017)

Zuurstof, verzadiging	Bereik	90-120	%	(Gaumert, 1986)
BOD	Maximum	2	mg/L	(Seeuws *et al.*, 1999; Tomlinson & Perrow, 2003; Van Looy *et al.*, 2008)
COD	Max, 90-percentiel	30 (organische belasting afwezig)	mg/L	VLAREM II Algemene norm (Seeuws *et al.*, 1999; Tomlinson & Perrow, 2003; Van Looy *et al.*, 2008)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivieren)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Bereik	0 - 3000	mg/L	(van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6,5-8,5		(Vlaamse Overheid, 2017)

Beekprik - *Lampetra planeri*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	18,5	°C	(Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996; Van Looy *et al.*, 2008)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	8	mg/L	(Van Looy *et al.*, 2008; Vlaamse Overheid, 2017)
BOD	Maximum	4,3	mg/L	(Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996; Vlaamse Overheid, 2017)
COD	Max, 90-percentiel	30 (< ; zeer gevoelig)	mg/L	VLAREM II Algemene norm (Vlaamse Overheid, 2017)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivieren)

Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Max, 90-percentiel	120	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivieren)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6,5-8,5		(Vlaamse Overheid, 2017)

Rivierprik - *Lampetra fluviatilis*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	18,5	°C	(Bohl, 1993; Schneiders *et al.*, 2009; Lommaert *et al.*, 2020)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	8	mg/L	(Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996; Lommaert *et al.*, 2020)
BOD	Maximum	4,3	mg/L	(Bohl, 1993; Seeuws *et al.*, 1996; Vlaamse Overheid, 2017)
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (Bk-Rk)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Bereik	0-35000	mg/L	obv Ellenberg zoutgetal (Van Hall, 1998; van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007)
Zuurtegraad	Bereik	pH 5,5-8,5		VLAREM II (Kempense beken

			en kleine rivieren)

Zeeprik - *Petromyzon marinus*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	21	°C	(Crombaghs *et al.*, 2000; Van Looy *et al.*, 2008)
	Minimum	10	°C	(Manion & Hanson, 1980; Hansen *et al.*, 2016)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	8	mg/L	(Crombaghs *et al.*, 2000; Van Looy *et al.*, 2008)
BOD	Maximum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	2,5	mg/L	VLAREM II (strengste norm; Rg-Rzg)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (BkK-Rzg)
Zoutgehalte, chloride	Bereik	0-35000	mg/L	obv Ellenberg zoutgetal (Janssen & Schaminée, 2004; van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6,5-8,5		VLAREM II

Bittervoorn - *Rhodeus amarus*

Parameter	Waarde	Eenheid	Bron

doi.org/10.21436/inbor.106960727

Temperatuur	Maximum	24	°C	(Wohlgemuth, 1981; Schneiders *et al.*, 2009)
	Minimum	1,8	°C	(Holčik, 1999; de Lange & van Emmerik, 2006)
	Maximaal temperatuur-verschil	2	°C	Zoetwatermosselen (Evers, 2007)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	8	mg/L	(De Vlieger & Dufraing, 1995; Mills & Reynolds, 2004; Lommaert *et al.*, 2020)
BOD	Max, 90-percentiel	6 (zeer gevoelig voor vooral industriële vervuiling)	mg/L	VLAREM II (de Lange & van Emmerik, 2006)
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (Beken en kleine rivieren)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale ammoniak en ammonium als N	Maximum	0,3	mg/L	(Augspurger *et al.*, 2003)
Doorzicht, secchi	Minimum	50	cm	(Wohlgemuth, 1981; de Lange & van Emmerik, 2006)
zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Bereik	0-1000	mg/L	(van Emmerik & de Nie, 2006; Paulissen & Schouwenberg, 2007)
Zuurtegraad	Bereik	pH 5,5-8,5 (Mijden zuur water; zie zoetwatermosselen)		VLAREM II (Kempense beken en rivieren) (van Emmerik & de Nie, 2006; de Lange & van Emmerik, 2006)

Atlantische zalm - *Salmo salar*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	21	°C	(Cowx & Fraser, 2003; Hendry & Cragg-Hine, 2003; Van Looy *et al.*, 2008)
	Minimum	-3	°C	(de Groot, 1990)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	8	mg/L	(Cowx & Fraser, 2003; Hendry & Cragg-Hine, 2003; Van Looy *et al.*, 2008)
BOD	Max, 90-percentiel	3	mg/L	VLAREM II viswater zalmachtigen
COD	Max, 90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	2,5	mg/L	VLAREM II (Rzg)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Ammonium NH4	Maximum, richtwaarde	0,04	mg/L	VLAREM II viswater zalmachtigen
Ammoniak NH3	Maximum, richtwaarde	0,005	mg/L	VLAREM II viswater zalmachtigen
Nitriet NO2	Maximum, richtwaarde	0,01	mg/L	VLAREM II viswater zalmachtigen
Koper	Maximum	5	µg/L	(Lorz & McPherson, 1976; de Laak, 2007)
Totaal zink	Maximum	0.3	mg/L	VLAREM II viswater zalmachtigen
Doorzicht, secchi	Minimum	100	cm	(Quak, 1993; de Laak, 2007)
zwevende stof	Max, jaargemiddelde	25	mg/L	(NRA, 1994)

doi.org/10.21436/inbor.106960727

Zoutgehalte, chloride	Bereik	0 - 35000	mg/L	(Janssen & Schaminée, 2004; Paulissen & Schouwenberg, 2007)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6-9		(Cowx & Fraser, 2003; Hendry & Cragg-Hine, 2003; Lommaert *et al.*, 2020)

Rivierrombout - *Stylurus flavipes*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	25	°C	VLAREM II (algemene norm)
	Optimum	gematigde temperaturen		Expertoordeel
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
BOD	Maximum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
COD	Maximum	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (norm kleine rivier & beken)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Maximum, 90-percentiel	200	mg/L	VLAREM II (ZgR-gR)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6,5-8,5		VLAREM II (Rk-Rzg)

Gaffellibel - *Ophiogomphus cecilia*

Parameter	Waarde	Eenheid	Bron

Temperatuur	Maximum	20	°C	Voorkomen stroomgebied Ruhr (Riemersma & Van Der Spiegel, 1994)
	Optimum	relatief koele temperaturen		Expertoordeel
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
BOD	Maximum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
COD	Maximum	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivier)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Max, 90-percentiel	200	mg/L	VLAREM II (ZgR-gR)
Zuurtegraad	Bereik	pH 5,5-8,5		VLAREM II (Kempense beken en rivieren)

Platte schijfhoren - *Anisus vorticulus*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	25	°C	VLAREM II schelpdierwater
	Maximale verandering	2	°C	(Evers, 2007) VLAREM II schelpdierwater
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	6 (prefereert zuurstofrijke condities)	mg/L	VLAREM II (Watson, 2002; Watson *et al.*, 2004)
BOD	Maximum	6	mg/L	VLAREM II
COD	90-percentiel	30 (zeer gevoelig voor chemische verontreiniging)	mg/L	VLAREM II (Boesveld *et al.*, 2009; Boesveld, 2010)

Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	1	mg/L	(Boesveld *et al.*, 2011)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,1	mg/L	(Boesveld *et al.*, 2011)
Doorzicht; secchi	Minimum	bodemdoorzicht	cm	(Terrier *et al.*, 2006; Gmelig Meyling *et al.*, 2007; Packet, 2020)
zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Maximum, 90-percentiel	120	mg/L	VLAREM II (beken)
Zuurtegraad	Bereik	pH 6,5-7,5		goede ecologische toestand; (Terrier *et al.*, 2006; Vercoutere, 2008b)

Zeggekorfslak - *Vertigo moulinsiana*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	25	°C	VLAREM II (algemene norm)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
BOD	Maximum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
COD	90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivier)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Maximum,	200	mg/L	VLAREM II (Rg)

	90-percentiel			
Zuurtegraad	Bereik	pH ≥ 7		(Vercoutere, 2008b; Packet, 2020)

Otter - *Lutra lutra*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	25	°C	VLAREM II (algemene norm)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
BOD	90-percentiel	6 (mijdt vervuiling)	mg/L	VLAREM II (Brzeziński *et al.*, 1996; Romanowski *et al.*, 2013)
COD	90-percentiel	30	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Totale Stikstof TN	Zomerhalfjaar-gemiddelde	4	mg/L	VLAREM II (beken - polderwaterlopen)
Totale Fosfor TP	Zomerhalfjaar-gemiddelde	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Doorzicht; zwevende stof	Max, 90-percentiel	50	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Zoutgehalte, chloride	Maximum, 90-percentiel	200	mg/L	VLAREM II (Rg-Rzg)
Zuurtegraad	Bereik	pH 5,5-8,5		VLAREM II (alle waterlopen)

Drijvende waterweegbree - *Luronium natans*

Parameter		Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	Maximum	25	°C	VLAREM II (algemene norm)
	Minimum	10	°C	Ontwikkeling stengel (Szmeja & Bazydlo, 2005)
Zuurstofgehalte, conc.	Minimum	6	mg/L	VLAREM II (algemene norm)

Zuurstofverzadiging	Maximum	120	%	VLAREM II (algemene norm)
	Mediaan	> 60	%	H3260 (Leyssen *et al.*, 2014; Van Calster *et al.*, 2020)
BOD	Mediaan	< 2	mg/L	H3260 (Leyssen *et al.*, 2014; Van Calster *et al.*, 2020)
COD	Maximum	11,00	mg/L	Vindplaatsen *L.natans* in Vlaanderen (INBO)
TN	Maximum	2	mg/L	Vindplaatsen *L.natans* in Vlaanderen (INBO)
TP	Maximum	0,14	mg/L	VLAREM II (algemene norm)
Ammonium N.NH4	Mediaan	< 0,6	mg/L	H3260 (Leyssen *et al.*, 2014; Van Calster *et al.*, 2020)
Doorzicht; secchi	Minimum	100	cm	(Willby, 2003; Denys *et al.*, 2020)
zwevende stof	Mediaan	< 15	mg/L	H3260 (Leyssen *et al.*, 2014; Van Calster *et al.*, 2020)
Zoutgehalte, chloride	Maximum, 90-percentiel	120	mg/L	VLAREM II (beken en kleine rivieren)
	Mediaan	< 45	mg/L	H3260 (Leyssen *et al.*, 2014; Van Calster *et al.*, 2020)
Zuurtegraad	Bereik	pH 5,5 - 8,5		VLAREM II (Kempische beken en kleine rivieren)

Bijlage III: Analyse ecotoxicologische data gevaarlijke stoffen

Resultaten soortgevoeligheidsdistributies (SSD's) met afgeleide PNECaquatic normen				
Organische stoffen				
N	Stof	PNECaquatic	Norm VLAREM II*	Eenheid
38	DDT	0,0196 ± 0,0095	0,025 (JG, DDT Totaal)	µg/L
849	PAHs (Benzo-a-pyreen)	0,0634 ± 0,0101	0,00017 (JG); 0,27 (MAX)	µg/L
579	Imidacloprid	0,0302 ± 0,0075	0,008 (JG); 0,2 (MAX)	µg/L
144	PCB's	0,147 ± 0,048	0,002 (JG); 0,02 (MAX)	µg/L
1403	PFAS (PFOS)	0,1154 ± 0,0168	0,00065 (JG); 36 (MAX)	µg/L
Anorganische stoffen				
N	Stof	PNECaquatic	Norm VLAREM II*	Eenheid
10	Ammoniak NH3	46,4377 ± 33,1399	30 (JG); 100 (MAX)	µg/L
46	Nitriet NO2-	1429,646 ± 365,0656	200 (JG); 600 (MAX)	µg/L
370	Zink(zouten)	5,0789 ± 0,5193	20 (JG)	µg/L
413	Cadmium(zouten)	0,0596 ± 0,0097	0,25 (JG); 1.5 (MAX)	µg/L
1335	Koper(zouten)	0,4014 ± 0,0346	7 (JG)	µg/L
265	Lood(zouten)	0,2395 ± 0,0543	1,2 (JG), 14 (MAX)	µg/L
81	Arseen(zouten)	8,7043 ± 4,2838	3 (JG)	µg/L
50	Kobalt(zouten)	0,3984 ± 0,4043	0,5 (JG)	µg/L
148	Kwik(zouten)	0,0435 ± 0,0213	0,07 (MAX)	µg/L
276	Nikkel(zouten)	0,4606 ± 0,1338	4 (JG), 34 (MAX)	µg/L
255	Uranium(zouten)	1,1644 ± 0,2165	1 (JG)	µg/L
*PNEC-waarden in dezelfde grootte-orde of hoger dan VLAREM II zijn in groen aangeduid PNEC-waarden in 1 grootte-orde lager dan VLAREM II zijn in oranje aangeduid				

doi.org/10.21436/inbor.106960727

Bijlage IV: Milieukwaliteitsnormen voor prioritaire stoffen(groepen) in biota (uit Richtlijn 2013/39/EU - Bijlage II Deel A:)

Naam stof	CAS-nummer	MKN Biota	Eenheid
Gebromeerde difenylethers	32534-81-9	0,0085	µg/kg nat gewicht
Fluorantheen	206-44-0	30	µg/kg nat gewicht
Hexachloorbenzeen	118-74-1	10	µg/kg nat gewicht
Hexachloorbutadieen	87-68-3	55	µg/kg nat gewicht
Kwik en kwikverbindingen	7439-97-6	20	µg/kg nat gewicht
Benzo(a)pyreen en andere PAK's	50-32-8	5	µg/kg nat gewicht
Dicofol	115-32-2	33	µg/kg nat gewicht
Perfluoroctaansulfonzuur en zijn derivaten (PFOS)	1763-23-1	9,1	µg/kg nat gewicht
Dioxinen en dioxine-achtige verbindingen	1746-01-6	Som van PCDD + PCDF + PCB-DL 0,0065 µg/kg TEQ*	µg/kg nat gewicht
Hexabroom-cyclodecaan (HBCDD)	25637-99-4	167	µg/kg nat gewicht
Heptachloor en heptachloor-epoxide	76-44-8/ 1024-57-3	6,7 x 10e-3	µg/kg nat gewicht
*PCDD's: polychloordibenzo-p-dioxinen; PCDF's: polychloordibenzofuranen; PCB-DL's: dioxineachtige polychloorbifenylen; TEQ's: toxische equivalenten, overeenkomstig de toxische-equivalentiefactoren (2005) van de Wereldgezondheidsorganisatie.			