

Advies over de impact van vervuild slib op het realiseren van leefgebied voor de roerdomp

Adviesnummer:	<u>INBO.A.3456</u>
Datum advisering:	19 december 2016
Auteur(s):	Claude Belpaire, Bruno De Vos
Contact:	Niko Boone (niko.boone@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	ANB-INBO-BEL-2016-25
Geadresseerden:	Agentschap voor Natuur en Bos T.a.v. Koen Deheegher Lange Kievitstraat 111/113 bus 63 2018 Antwerpen koen.deheegher@lne.vlaanderen.be
Cc:	Agentschap voor Natuur en Bos Joris Janssens (joris.janssens@lne.vlaanderen.be)

Aanleiding

De vijvers van Hof van Lachenen in Lier maken deel uit van de Sigmacluster 'Nete-Kleine Nete'. In het kader van het geactualiseerde Sigmaplan wil de Vlaamse overheid deze vijvers inrichten als leefgebied voor roerdomp.

Bij de inrichting van het gebied is grondverzet noodzakelijk. Uit onderzoek blijkt echter dat de kwaliteit van het slib en de grond slecht is. Na het afgraven en afvoeren zal er waarschijnlijk nog vervuild slib achterblijven in de vijvers. Het is onduidelijk of en in welke mate dat resterend slib het realiseren van het leefgebied voor roerdomp kan hypothekeren.

Vraag

1. Geef een overzicht van het relevante wettelijk kader.
2. Geef een overzicht van de relevante wetenschappelijke kennis over de mogelijke impact van verontreiniging op roerdomp en/of andere visetende toppredatoren.
3. Geef een stappenplan voor wetenschappelijke begeleiding/ondersteuning van het sanerings- en inrichtingsproject. Stel een monitoringsplan op.

Toelichting

1 Wettelijk kader

Los van de geldende wetgeving rond het transporteren, het stockeren en het hergebruik van vervuild slib (Vlaem; OVAM, 2009), wijzen we hier op enkele internationale richtlijnen die de biodiversiteit beschermen.

1.1 Habitatrichtlijn

Indien in het beschouwde gebied Habitatrichtlijnsoorten voorkomen, moet alles in het werk gesteld worden om de populaties in stand te houden, overeenkomstig de Habitatrichtlijn.

Actueel voorkomende Habitatrichtlijnsoorten in of in de omgeving van het Hof van Lachenen zijn blauwborst (broedvogel), bittervoorn (komt voor in naburige plassen, bv. Polder van Lier), visdief (broedvogel in Anderstad en foeragerend in Hof van Lachenen) en woudaap (Wim Mertens, ANB, persoonlijke mededeling).

Om de toestand van eventuele Habitatrichtlijnsoorten te evalueren en in kaart te brengen, is het aangewezen het gebied te inventariseren. Voor de vissen gebeurt dat best met een bestandsopname (bv. met elektrovisserij of met fuikvisserij) voor de werken aanvatten (T0 situatie).

De herinrichtingswerken moeten maximaal aandacht besteden aan het verbeteren van het leefgebied van de voorkomende of tot doel gestelde Habitatrichtlijnsoorten.

1.2 Kaderrichtlijn Water

De Kaderrichtlijn Water (KRW) gebiedt het behalen van een *goede ecologische kwaliteit* voor de waterlichamen binnen de lidstaten. Die ecologische kwaliteit wordt gemeten aan de hand van verschillende biologische kwaliteitselementen (fytoplankton, macrofyten en fytobenthos, benthische ongewervelde fauna en visfauna) en uitgedrukt in een EQR (ecological quality ratio) (European Commission, 2000).

Het is bijgevolg wenselijk om de ecologische kwaliteit van de waterlichamen binnen het inrichtingsgebied te meten, zowel voor aanvang van de werken (T0) als na de finalisatie van de inrichting (T1) en zo mogelijk de jaren nadien (T2, T3 ...) tot een nieuw evenwicht wordt bereikt.

Bij de herinrichting wordt best rekening gehouden met maatregelen die het behalen van de KRW-doelstellingen bevorderen, zoals het voorzien van paaiplaatsen voor vis en het bevorderen van mogelijkheden voor vismigratie.

Het is uiteraard de bedoeling dat de ecologische kwaliteit verbetert na de inrichtingswerken en dat dit kwantitatief kan aangetoond worden door middel van relevante indicatoren.

1.3 Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen

Van rechtstreekse relevantie bij de vraag is de Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen van de KRW (European Commission, 2008; 2013). Deze richtlijn onderkent dat chemische verontreiniging van het oppervlaktewater een bedreiging vormt voor het aquatische milieu, waarbij effecten optreden als acute en chronische toxiciteit voor in het water levende organismen. Accumulatie van verontreinigende stoffen in het ecosysteem veroorzaakt verlies van biodiversiteit en vormt een bedreiging voor de gezondheid van de mens.

Uitgangspunt van deze Europese wetgeving is het nastreven van een *goede chemische toestand* van onze watersystemen, waarbij de bescherming van de biotische component centraal staat. De Europese Unie stelde daartoe een lijst van prioritaire gevaarlijke stoffen op. Aan een aantal daarvan werden milieukwaliteitsnormen (MKN) (zie Tabel 1) verbonden, te meten in het biotische compartiment van het aquatische ecosysteem. Deze richtlijn (European Commission, 2013) wijzigt en actualiseert de oorspronkelijke KRW (EU Water Framework Directive, 2000) en de richtlijn inzake milieukwaliteitsnormen (European Commission, 2008). De wijzigingen bestaan onder ander uit toevoegingen van nieuwe stoffen en het updaten of toevoegen van milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater en biota.

Lidstaten moeten bijgevolg programma's opstellen om de concentratie van stoffen te monitoren in biota of in het water, en de naleving van de nieuwe normen te handhaven teneinde een *goede chemische toestand* te verkrijgen.

De biota-normen hebben betrekking op vissen, behalve in het geval van enkele specifieke stoffen (PAK's en fluorantheen), die betrekking hebben op schaal- en weekdieren. Volgens artikel 3.3 van de richtlijn 2013/39/ EU (European Commission, 2013), kunnen lidstaten kiezen om MKN toe te passen voor een andere dan in de matrix bedoeld in artikel 3.2, of, in voorkomend geval, voor een ander biota-taxon dan vermeld in deel A van bijlage I¹.

De MKN biota-normen zoals bepaald in de Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen (European Commission, 2013), zijn gebaseerd op twee beschermingsdoelstellingen:

- Bescherming tegen chemische accumulatie in de voedselketen, specifiek naar toppredatoren zoals vogels en zoogdieren. Deze lopen risico's op secundaire vergiftiging via bioaccumulatie² en biomagnificatie³.

¹ Wanneer een MKN is ingesteld voor biota, kan een gelijkwaardige norm worden afgeleid voor de kolom water door gebruik te maken van de Bioconcentratiefactor (BCF) / Biomagnificatie Factor (BMF) of de Bioaccumulatie Factor (BAF). Metingen van deze chemische stoffen in de waterkolom zijn echter analytisch zeer moeilijk omwille van de lage concentraties in water. Deze stoffen zijn meestal sterk hydrofiel.

² Bioaccumulatie is het geleidelijk opstapelen van een specifieke stof vanuit de leefomgeving in het lichaam van een levend organisme. Telkens wanneer deze lichaamsvreemde stoffen worden opgenomen, stapelen ze zich op in de levende cellen (vaak vetcellen) van het organisme voor ze kunnen afgebroken of uitgescheiden worden. Het is vaak het

- Bescherming van de menselijke gezondheid tegen schadelijke effecten als gevolg van de consumptie van voedsel (vis, weekdieren, schaaldieren, oliën etc.) dat verontreinigd is door chemische stoffen.

In het MKN Technical Guidance Document (TGD) (European Communities, 2011) wordt benadrukt dat de biota-normen die ontwikkeld werden voor vogels en zoogdieren, verondersteld worden ook beschermend te zijn voor bodemdieren en pelagische roofdieren (bv. roofvissen). Uitgebreide technische richtlijnen voor mogelijke beoordelingsscenario's staan in een EFSA handleiding (EFSA, 2009), met duiding van de wijze waarop risicobeoordelingen van doorvergiftiging van chemische stoffen naar vogels en zoogdieren ontwikkeld worden.

Belangrijk is dat de MKN altijd gebaseerd is op de meest strenge kwaliteitsstandaarden uit de beoordeling, zodat de naleving van een MKN automatisch betekent dat andere organismen worden beschermd (European Communities, 2011).

Echter, een Vlaamse studie onderzocht aan de hand van empirische data in hoeverre de MKN biota-normen aangepast zijn aan de uiteindelijke doelstelling, namelijk het vrijwaren van een goede ecologische kwaliteit (Van Ael *et al.*, 2014). Bij hoge gehalten aan bioaccumulerende stoffen in paling bleek de ecologische kwaliteit van de meetplaats laag. De studie besloot dat sommige MKN-waarden (bv. voor hexachloorbenzeen) geschikt waren, maar dat andere normen minder aangepast waren wegens te streng (kwik) of onvoldoende streng (cadmium en lood). Voorts suggereerden de gebruikte modellen dat de ecologische kwaliteit van de meetplaats significant gecorreleerd was met de aanwezigheid van hoger gechlorideerde PCB's, en in mindere mate met de (minder toxische) lager gechlorideerde PCB's.

Uit het voorgaande blijkt duidelijk dat verontreinigende stoffen meetbare invloeden hebben op de biodiversiteit, maar dat het opstellen van geschikte normen voor elk van de pollutanten, een grote uitdaging vormt.

Bovendien moet de meetstrategie zoveel mogelijk gestandaardiseerd worden, wat niet altijd mogelijk is omwille van de geografische verschillen in soortverspreiding. Opstapeling van vervuilende stoffen in vis kan verschillen in functie van soort, lengte, leeftijd, geslacht, trofisch niveau en seizoen. Daarom worden bij metingen best de EC guidance documenten gevolgd (European Union, 2014).

In Vlaanderen gebeurt de opvolging en rapportage voor de Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen door de VMM. Hiertoe werd in samenwerking met Universiteit Antwerpen en het INBO een baars- en palingmeetnet ontwikkeld en geïmplementeerd (De Jonge *et al.*, 2014; Teunen *et al.*, 2016).

gevolg van regelmatige opname van verontreinigd water of voedsel, een traag metabolisme en een geringe uitscheiding. Voorbeelden zijn de opstapeling van PCB's en kwik in de vetcellen van palingen. (bron: VLIZ)

³ *Biomagnificatie staat voor de stapsgewijze toename in de concentratie van persistente stoffen in het organisme naarmate men hogerop in de voedselketen waarneemt. Toppredatoren (zoals roofvogels) bezitten bijvoorbeeld veel hogere en gevaarlijkere concentraties aan PCB's in hun vetweefsel dan hun prooien (knaagdieren ...), doordat ze lichaamsvreemde stoffen, aanwezig in het weefsel van de prooien, toegevoerd krijgen en op hun beurt opslaan in het in het eigen vetweefsel. (bron: VLIZ)*

Tabel 1: Milieukwaliteitsnormen voor biota en basis voor de normstelling (European Union, 2014).

Substance	EQS_{biota} (µg kg⁻¹ biota ww)	Matrix	Basis of derivation
Brominated diphenyl ethers	0,0085	Fish	Human health via consumption of fishery products
Fluoranthene	30	Crustaceans and molluscs	Human health via consumption of fishery products
Hexachloro-benzene	10	Fish	Human health via consumption of fishery products
Hexachloro-butadiene	55	Fish	Secondary poisoning
Mercury and its compounds	20	Fish	Secondary poisoning
PAHs Benzo(a)pyrene	5	Crustaceans and molluscs	Human health via consumption of fishery products
Dicofol	33	Fish	Secondary poisoning
PFOS	9,1	Fish	Human health via consumption of fishery products
Dioxins and dioxin-like compounds	0,0065 TEQ ₂₀₀₅	Fish, crustaceans and molluscs	Human health via consumption of fishery products
HBCDD	167	Fish	Secondary poisoning
Heptachlor and heptachlor epoxide	6,7 x 10 ⁻³	Fish	Human health via consumption of fishery products

Bij het plannen van inrichtings- of saneringswerken in of rond aquatische ecosystemen waarbij vervuilende stoffen betrokken zijn, is het aangewezen om via aangepaste monitoringsschema's voor, tijdens en na de werken, deze stoffen op te volgen doorheen de verschillende compartimenten van het milieu. Dit is onder andere gebeurd bij de ruiming van vervuild sediment uit de Dommel (De Jonge *et al.*, 2012, 2015). Momenteel wordt ook een monitoringsschema opgesteld voor het opvolgen van de toekomstige ruiming van vervuild sediment uit de Winterbeek.

Het is niet onbelangrijk te melden dat in opdracht van de OVAM een eerste versie van standaardprocedure voor waterbodemonderzoek werd opgemaakt die momenteel geëvalueerd wordt binnen de werkgroep bagger- en ruimingsspecie van de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW). Dit voorstel van standaardprocedure is deel van een eindrapport (OVAM, 2007), opgemaakt door de studiebureaus TV BOVA Environmental Consulting nv en Belconsulting nv. Het rapport bevat een overzicht van bestaande procedures (uit Vlaanderen en Nederland) voor de bemonstering en analyse van de (water)bodemkwaliteit en de ecotoxicologische risicobeoordeling ervan (onder meer Triade-beoordeling). In de standaardprocedure wordt tevens een bemonsteringsstrategie voorgesteld met stalen van de sedimentlaag, de onderliggende waterbodem, de oevers en eventuele overstromingsgebieden. Het is finaal de bedoeling na te gaan of er een humaan toxicologisch, ecologisch of verspreidingsrisico bestaat en de noodzaak tot (verdere) sanering en/of opvolging door monitoring. Bij het opvragen van de ontwerpprocedure (door INBO) toonde OVAM sterke interesse om de biomonitoring mee op te volgen. Voor meer informatie verwijzen we naar de standaardprocedure (OVAM, 2007). Het verdient aanbeveling een samenwerkingsverband op te zetten met alle betrokkenen.

Bij de inrichting van het gebied rond de vijvers van het Hof van Lachenen wordt verwacht dat significante hoeveelheden vervuild slib worden verwijderd en dat dit gebeurt volgens de *Algemene code van goede praktijk van bagger- en ruimingsspecie* (overeenkomstig VLAREMA). Hierbij bestaat een reëel risico dat grote hoeveelheden vervuilende stoffen uit het sediment vrijkomen en terug biobeschikbaar worden. Polluenten kunnen immers oplossen in water of zich binden aan zwevend stof, en opgenomen worden door micro-organismen. Via opstapeling en doorvergiftiging via processen van bioaccumulatie en biomagnificatie, kunnen ze vervolgens terechtkomen op hogere trofische niveaus (bv. vissen) en uiteindelijk toppredatoren (visetende zoogdieren en vogels) bedreigen.

Beheersmatig zijn daarom volgende acties noodzakelijk:

- Het vervuild slib moet maximaal verwijderd worden. Lokaal hergebruik van vervuilde specie is niet wenselijk. (zie richtlijnen Code Goede Praktijk). Indien dit niet mogelijk is, zijn de opties lokale berging onder water of op land. Berging onder water is hier niet gewenst omwille van risico's voor doorvergiftiging naar hogere trofische niveaus in het waterecosysteem. Bij landberging van waterbodems worden verschillende processen geïnitieerd zoals oxidatie en uitloging, die de biobeschikbaarheid van zware metalen bepalen. Dit is metaal specifiek. Tegelijk zullen de bodemcomponenten die de zware metalen of organische polluenten binden (complexeren), ook wijzigen (organisch materiaal, sesquioxiden etc.), wat de biobeschikbaarheid van metalen verhoogt of verlaagt én ook de chemische processen van de eventuele organische polluenten beïnvloedt. Hoewel we de afzonderlijke processen in zekere mate kennen, blijft het samengaan en interageren van deze processen moeilijk in te schatten en dus te voorspellen. Hier moet rekening mee gehouden worden indien het slib lokaal aan land geborgen wordt. De biobeschikbaarheid moet daarom gemonitord worden (zie verder). Indien de biobeschikbaarheid te hoog wordt, moet het slib alsnog afgevoerd worden of moet een afdeklaag aangebracht worden.

- Indien grond aangebracht wordt, moet deze vrij zijn van vervuulende stoffen. In de Put van Weerde bijvoorbeeld, werd inert afbraakmateriaal gebruikt ter opvulling. Na voltooiing van de natuurinrichtingswerken werden zeer hoge concentraties van toxische stoffen gemeten in vis (Belpaire *et al.*, 2011). Dit was mogelijk het gevolg van (illegale) dumping/lozing van toxisch afval, al of niet samen met het opvullingsmateriaal.
- Het voorspellen in welke mate de diverse vervuulende stoffen biobeschikbaar zullen worden, is uitermate moeilijk. Het biobeschikbaar worden is immers sterk afhankelijk van de lokale (milieu)omstandigheden. De toestand met betrekking tot de vervuulende stoffen moet van nabij opgevolgd worden via monitoring en gerichte metingen in diverse compartimenten met inbegrip van biota (zie ook onder 3), voor, tijdens en na de werken. Dit komt tegemoet aan de noden van de KRW en de Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen, en is belangrijk bij de evaluatie van de inrichtingswerken en het inschatten of het doel ervan, een geschikt leefgebied voor roerdomp creëren, realiseerbaar is.

2 Overzicht van de relevante wetenschappelijke kennis over de mogelijke impact van verontreiniging op roerdomp/otter

Zoals in 1.3 aangegeven zijn de best beschikbare normen om de biodiversiteit te beschermen, de milieukwaliteitsnormen zoals voorgesteld in tabel 1. Ze zijn specifiek opgesteld ter bescherming van visetende predatoren zoals vogels (waaronder roerdomp) en zoogdieren, tegen de risico's van secundaire vergiftiging via de consumptie van gecontamineerde prooien. Ze hebben bovendien een legale basis. Daarom worden deze grenswaarden best gebruikt als richtsnoer voor de doelstellingen na de herinrichtingswerken.

In de EFSA-handleiding voor risicobeoordelingen van doorvergiftiging van chemische stoffen naar vogels en zoogdieren, staan uitgebreide technische richtlijnen voor mogelijke beoordelingsscenario's, echter zonder specifieke informatie naar roerdomp of reigerachtigen (EFSA, 2009).

In dit hoofdstuk willen we verder ingaan op enkele recente bevindingen in binnen- en buitenland die relevant kunnen zijn in deze problematiek.

Er is echter weinig specifieke informatie beschikbaar over de impact van vervuiling op de roerdomp. Daarom betrekken we hier naast roerdomp ook de otter. Beide soorten zijn modeldoelsoorten voor het Vlaamse natuurbeleid en hebben door hun gelijkaardige voedselvoorkeuren vergelijkbare blootstellingsrisico's. Beide zijn toppredatoren van onze aquatische ecosystemen. In vergelijking tot de roerdomp is de problematiek van vervuiling bij de otter veel beter gedocumenteerd.

2.1 Roerdomp en otter, gevoelige soorten voor opstapeling van toxische stoffen via hun voedsel

Pesticiden en zware metalen worden genoemd als een van de bedreigingen van de roerdomp en zijn leefgebied, en hebben de achteruitgang van de populatie mee in de hand gewerkt (White *et al.*, 2006). Ook het verdwijnen van de otter wordt mee in verband gebracht met de hoge concentraties van persistente organochloorpolluenten in voedselorganismen. MacDonald & Mason (1994) stellen dat bioaccumuleerbare contaminanten, vooral dieldrin, PCB's en kwik, de belangrijkste oorzaak waren van de snelle daling van de Europese otterpopulaties. In Vlaanderen is de otterpopulatie heel sterk uitgedund geraakt vanaf de vroege jaren 1960, waarbij de soort in de jaren 1980 zo goed als nergens nog voorkwam (Metsu & Van Den Berge, 1991). Sindsdien kon de otter meeliften met maatregelen voor

waterzuivering en ontsnippering van waterlopen en wegen, en zijn er actueel goede aanwijzingen voor een voorzichtig herstel (Swinnen *et al.*, 2012; Gouwy *et al.*, 2015).

Zowel roerdomp als otter zijn predatoren met een voorliefde voor paling. Paling vormt een belangrijk onderdeel van het dieet van otters, roerdomp, visarend en reigers. Deze soorten verkiezen paling boven zalmachtigen, omdat paling een hoger vetgehalte bevat (<http://eelregulations.co.uk/cont-009.html>). Roerdomp kan prederen op diverse prooien, maar eet voornamelijk vis (White *et al.*, 2006). Een studie van het dieet van de roerdomp in Engeland (negen locaties) toonde aan dat paling en rietvoorn de voornaamste componenten van het voedsel waren (Gilbert *et al.*, 2003). Beide prooi-soorten maakten het grootste aandeel in biomassa uit.

Ook in het voedselregime van de otter vormt paling een significant aandeel. Reeds in 1993 stelde Mason (1993), na het meten van organochloorpesticiden (Dieldrin, p,p-DDE) en PCB's in paling uit een aantal Britse rietvelden gelegen in natuurgebieden, dat sommige waarden voldoende hoog geacht waren om negatieve invloed te hebben op de topcarnivoren zoals de otter. MacDonald & Mason (1994) stelden dat voor de langetermijnbescherming van de otterpopulatie de gehalten PCB's in vis 0,026 mg/kg versgewicht niet mogen overschrijden. Een concentratie in het dieet van 0,05 mg PCB's/kg versgewicht over een langere periode leidt tot problemen met de voortplanting. Nederland beveelt een gemiddelde concentratie van PCB's in vis aan van maximaal 0,025 mg/kg (vers gewicht).

Jensen *et al.* (1977) toonden aan dat in nerts PCB-gehalten van 50 mg/kg (vetgewicht) voldoende waren om de reproductie te verstoren. PCB-metingen in otter in verschillende landen tijdens de periode 1980-1990 gaven aan dat in een significant aantal gevallen (5 op 13) de gemiddelden die grenswaarde overtroffen (MacDonalds & Mason, 1994).

MacDonalds & Mason (1994) concludeerden uit hun samenvattend overzicht van de literatuur dat zeker PCB's een belangrijke beperkende factor zijn in de verspreiding van de otter over Europa, maar dat ook andere contaminanten niet over het hoofd mogen gezien worden.

Op veel plaatsen in zijn verspreidingsgebied is paling sterk vervuild door een zeer divers gamma aan vervuilende stoffen (Belpaire *et al.*, 2016), sommige gekend als endocriene verstoorders. Veel auteurs hebben de alomtegenwoordige aanwezigheid van verschillende chemicaliën in hun lokale palingstand beschreven (bv. Maes *et al.*, 2008; De Boer *et al.*, 2010). Stoffen die in paling gerapporteerd werden, zijn onder andere PCB's, OCP's (organochloorpesticiden), zware metalen, dioxines, broomhoudende vlamvertragers, PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen), VOS (vluchtige organische stoffen), PFK's (perfluorverbindingen) en stoffen zoals cocaïne, Roundup (R)-glyphosate gebaseerde herbiciden, musk-stoffen en kleurstoffen zoals malachietgroen (Belpaire *et al.*, 2016).

In Vlaanderen is de toestand van vervuilende stoffen in aquatische biota in het algemeen significant slechter dan in andere Europese landen (bv. Maes *et al.*, 2008; Geeraerts *et al.*, 2011). Sommige gerapporteerde gehalten behoren tot de hoogste van Europa. In het algemeen zijn de gehalten in Vlaanderen te hoog voor leefbare otterpopulaties.

2.2 Vervuilende stoffen in roerdomp en otter

Newton *et al.* (1994) rapporteerden de gehalten aan organochloorpesticiden en kwik in de levers van 18 dode roerdampen verzameld in Groot-Brittannië in de periode 1963-1992. De resultaten toonden duidelijk aan dat roerdampen significant verontreinigd waren door deze stoffen.

Aanwezigheid van vervuilende stoffen in de otter is vrij goed gedocumenteerd met studies uit Engeland, Ierland, Denemarken, Zweden, Nederland, Frankrijk en Canada (Mason *et al.*, 1986; Madsen & Mason, 1987; Wren *et al.*, 1988; Mason & O'Sullivan, 1993; Smith *et al.*, 1998; Kruuk, 2001; Roos *et al.*, 2001; Mason & Stephenson, 2001; Simpson *et al.*, 2007; Lemarchand *et al.*, 2010; Chadwick *et al.*, 2011).

In een recente studie vonden Pountney *et al.* (2015) hoge concentraties van PBDE's in otters uit Engeland en Wales. De gemeten concentraties zijn van die aard dat gezondheidseffecten te verwachten zijn. PBDE's of polybroomdifenylethers worden sinds de jaren 1970 toegepast als vlamvertragers. Hoewel het gebruik ervan wordt afgebouwd, blijven ze persistent en wijdverspreid in het milieu. In deze studie werden levermonsters van 129 otters, verzameld in heel Engeland en Wales (1995-2006), geanalyseerd op PBDE's, PCB's, afbraakproducten van DDT en hexachloorbenzeen. De gemeten concentraties van PBDE's in otters varieerden sterk (12-70.000 ng/g vetgewicht). De inter-individuele variatie in PBDE-concentraties was hoog en was gecorreleerd met de geografische ligging van het leefgebied van de dieren. Het niveau van de PBDE gehalten bedroeg ca. 25% van de het niveau van de PCB-gehalten en was vergelijkbaar met de DDT's. Bijgevolg zijn ook PBDE's, naast PCB's en DDT's, te beschouwen als een belangrijke verontreinigingsfactor in otterpopulaties in Engeland en Wales.

Sommige studies geven indicaties over temporele trends van vervuiling. Zo heeft recent Amerikaans onderzoek op de Noord- Amerikaanse otter (*Lontra canadensis*) aangetoond dat de gehalten aan opgestapelde organohalogene stoffen nog steeds zorgwekkend zijn. In tegenstelling tot de verwachtingen waren bepaalde verboden stoffen, zoals dieldrin, nu meer prominent aanwezig in de geanalyseerde otterlevers (Carpenter *et al.*, 2013). Chadwick *et al.* (2011) rapporteren in Engeland een afnemende trend van 73% in Pb gemeten in 329 otterstalen tussen 1992 en 2004.

Ook in Vlaanderen is het mogelijk temporele evoluties van vervuiling in de biota van aquatische ecosystemen te duiden. Een trendanalyse van metingen van vervuilende stoffen uitgevoerd op palingmonsters verzameld tussen 1994 en 2007, toonde aan dat de gehalten aan PCB's en sommige OCP's significant daalden. Ook de gehalten van sommige metalen (lood, arseen, nikkel en chroom) bleken in paling significant af te nemen. Dit was evenwel niet het geval voor cadmium en kwik (Maes *et al.*, 2008).

2.3 Doorvergiftiging van sediment naar biota

van der Ost *et al.* (1988) bestudeerden de doorvergiftiging van PCB's in het sediment naar vier biota taxa in een zoetwatermeer in Nederland. Niettegenstaande de vrij lage concentraties in het sediment, werden significante hoeveelheden aangetroffen in plankton, macro-invertebraten en vis.

van der Ost *et al.* (1996) berekenden de biota-sediment verhoudingen en de BSAF (biota sediment accumulation factor) van een aantal organochloorverbindingen (PCB's, OCP's, PCDD's en PCDF's) op sediment en palingstalen uit een aantal meetplaatsen in Amsterdam. De resultaten toonden vrij grote variaties, wellicht te wijten aan lokale verschillen in biobeschikbaarheid.

In Vlaanderen werden aspecten van doorvergiftiging bestudeerd naar aanleiding van ruiming van verontreinigd sediment uit de Dommel (De Jonge *et al.*, 2012; 2015). De studie leert onder andere dat via het meten van metaalgehalten in zebromossel en in Chironomiden, de biobeschikbaarheid van metalen in beeld gebracht kan worden, en dat ecologische effecten op invertebratenpopulaties kunnen voorspeld worden. Ook bleken metaalmetingen in grondel en blankvoorn een maat voor de ecologische kwaliteit van het water, maar werd deze relatie beïnvloed door een seizoenale impact. Aanwending van een multimetaalindex kon de seizoenale invloeden beperken.

In een onderzoek op vijf meetplaatsen in Vlaanderen (Weltens *et al.*, 2002; 2003) werd de milieukwaliteit bepaald aan de hand van fysicochemische, ecotoxicologische en ecologische indicatoren. Het doel van deze studie was 1) het gelijktijdig en gestandaardiseerd meten en vergelijken van de verschillende milieukwaliteitsindicatoren in de verschillende compartimenten van een aantal oppervlaktewateren, teneinde de meest relevante te kunnen selecteren, 2) de ecologische relevantie van de toen geldende VLAREM-normen te evalueren

door de relatie tussen normoverschrijdingen en gemeten ecotoxicologische effecten te onderzoeken, en 3) de bruikbaarheid van eenvoudige partitiemodellen en BCF-factoren in het veld te toetsen aan de in situ verdeling van pollutanten. Ook uit deze studie bleken er nogal wat plaatsgebonden verschillen te bestaan in doorvergiftiging en concentraties van schadelijke stoffen in vis. Deze concentraties bleken ook niet altijd strikt gerelateerd te zijn aan de concentraties in water, sediment of zwevend stof.

Leonards *et al.* (1997) voerden een studie uit naar doorvergiftiging van PCB's tussen trofische niveaus in een vijversysteem in Nederland (Oude Venen). Het waterlichaam was relatief weinig vervuild door PCB's en was een van de laatste gebieden waar de otter nog voorkwam (in Nederland als uitgestorven beschouwd in 1988). De studie toonde een duidelijke toename van de concentratie PCB's doorheen de trofische niveaus van het voedselweb. Gemiddelde concentraties van de som van 28 PCB congenen⁴ steeg van 142 ng/g (organische koolstof basis) in sediment en zwevend stof, tot 588 ng/g (vetgewicht) in ongewervelde dieren, 2.450 ng/g (vetgewicht) in vis, 70.940 ng/g (vetgewicht) in otter. De studie toont aan dat lage PCB-vervuiling blijkbaar toch kan resulteren in vrij hoge concentraties van vervuiling in toppredatoren zoals de otter. Wellicht is dat ook het geval bij roerdomp.

In een studie in Hong Kong (Kwok *et al.*, 2013) werden persistente organische pollutanten (POP's) geanalyseerd in vijversediment, vis, garnalen, en eieren van de Chinese ralreiger (*Ardeola bacchus*) en de kleine zilverreiger (*Egretta garzetta*). Accumulatiegehalten aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en organochloorbestrijdingsmiddelen (OCP) in de biota werden gebruikt om biota-sediment accumulatiefactoren (BSAF) en bio-accumulatiefactoren (BAF) te berekenen. Voor vis en garnalen waren de BSAF's van OCP's (3,8-56) groter dan die van PAK's (0,12-6,3). Voor de eieren van watervogels waren de BSAF- en BAF-waarden voor OCP's (respectievelijk 11-79 en 4-34) ook hoger dan die voor PAK's (respectievelijk 0,11-1,5 en 0,02-1,3). Een significante lineaire relatie werd waargenomen tussen OCP-concentraties in vogeleieren en in de proovis. De studie geeft de mogelijkheid aan om met behulp van OCP-gehalten gemeten in vis, een voorspelling te doen van de verwachte hoeveelheden in eieren van bedreigde watervogels. Op die manier kan op een niet-invasieve manier de blootstelling van watervogels aan OCP's gemeten worden.

Recent analyseerden Alomar *et al.* (2016) levermonsters van de otter (*Lutra lutra*), de aalscholver (*Phalacrocorax carbo*) en de Europese meerval (*Silurus glanis*) uit de Loire (Frankrijk) op OCP's, PCB's, de metalen lood, cadmium, koper en kwik, ¹³⁴Cs en ¹³⁷Cs. Organochloorverbindingen bleken in 100% van de monsters aanwezig. PCB-gehalten waren het hoogst, gevolgd door DDT's en endosulfan. Voor aalscholvers, otters en meerval bereikten de maximale PCB waarden respectievelijk 1,61, 1,96 en 0,28 mg/kg vers gewicht. Leverconcentraties van koper, lood en cadmium waren over het algemeen laag; een potentieel toxische waarde voor lood werd gemeten in één aalscholver (34,9 mg/kg droog gewicht). De gemiddelde concentratie kwik in levers van aalscholver, otter en meerval bedroeg respectievelijk 5,47, 4,68 en 2,71 mg/kg droog gewicht en overtrof toxische drempels voor meer dan 40% van de aalscholvers.

2.4 Effecten van waterbodemonverontreiniging op vegetatie-ontwikkeling en pollutantconcentraties

Om de potentie tot broedhabitat voor de roerdomp in het Hof van Lachenen te verhogen, worden er ingrepen voorgesteld voor het realiseren van een kwalitatief hoogstaand moerasgebied met een gecontroleerd waterpeil. Naast open en diepwater habitats, wordt er een rietvegetatie voorzien bestaande uit aquatisch riet (wortelend 0,1 tot 0,5 m onder het

⁴ Congeneren zijn scheikundige stoffen, die gerelateerd zijn door origine, structuur of functie. Zo bestaat de groep van de PCB's (polychloorbiphenylen) uit 209 congenen waarbij het aantal en de positie van de Cl atomen kan variëren. (bron: IUPAC, Compendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (the "Gold Book") (1997).)

gewenste waterpeil) en inundatieriet (wortelvoet 0,1 m onder tot 0,2 m boven het gewenste waterpeil). Voor een optimaal foerageer- en broedhabitat voor de roerdomp zou in het ideale geval ongeveer 70% van de oppervlakte moeten bestaan uit riet.

Gewoon riet (*Phragmites australis*) is zeer tolerant voor hoge gehalten aan (toxische) zware metalen en organische polluenten (Ye *et al.*, 1997). Vandaar dat deze soort ingezet wordt in helofytenfilters voor zuivering van industriële en huishoudelijke afvalwaters (Obarska-Pempkowiak *et al.*, 1994; Dunbabin *et al.*, 1992). Het is dus zeer onwaarschijnlijk dat de lokale (resterende) verontreiniging in Hof Van Lachenen de ontwikkeling van de rietkragen zal hypothekeren.

De effecten van zware metalen op riet zijn in Vlaanderen grondig onderzocht in het doctoraatswerk van Johnny Teuchies (UAntwerpen), onder meer in het overstromingsgebied het Lippenbroek (Hamme) langs de Schelde. Zijn onderzoek bevestigde dat de concentraties in bovengrondse plantendelen van riet meestal niet verhoogd zijn, zelfs op sterk verontreinigde locaties, in tegenstelling tot de concentraties in en vooral rond de wortels en rhizomen (He *et al.*, 2009; Bonanno *et al.*, 2010). Teuchies *et al.* (2007) stelden immers vast dat Fe- en Mn-oxides precipiteren rond de wortels, de zogenaamde 'root plaque'. Deze oxides binden deels de zware metalen en kunnen bijzonder hoge concentraties bereiken, bijvoorbeeld voor Cd tot > 300 mg/kg, wat sterk contrasteert met < 1 mg/kg in de stengels en het blad (Teuchies *et al.*, 2007). Bij bodemconcentraties van 7 mg Cd/kg werden blad- en stengelconcentraties aangetroffen van 0,128 en 0,123 mg/kg en licht verhoogde wortelconcentraties van 0,405 mg Cd/kg (Teuchies *et al.*, 2013b). Men gaat er van uit dat deze metalen gefixeerd blijven rond de wortels zolang de plant leeft, maar weer verspreiden bij het afsterven van de rietplant.

Bonanno *et al.* (2010) stelde vast dat de concentratie aan zware metalen in riet afneemt in de volgorde: wortel > rhizoom ≥ blad > stengel. In elk van die organen vertoonde de zware metalen concentraties volgende trend: Mn > Zn > Pb > Cu. Mn had de hoogste concentratie in alle organen, Cd de laagste concentratie in de ondergrondse organen en Cr de laagste concentratie in de bovengrondse organen.

De bioconcentratiefactor⁵ voor zware metalen in de bovengrondse plantendelen van riet en lisdodde (*Typha latifolia*) is laag (factor 0,013 - 0,189 in Teuchies *et al.* 2013), waardoor doorvergiftiging naar biota die zich voeden met riet of lisdodde (blad, zaden) relatief beperkt is. De transfer van metalen zal eerder verlopen via organismen die in of op de (water)bodem en/of sediment leven (zie 1.3). Doordat slechts een beperkte fractie (< 0,12%) van de voorraad aan zware metalen in het sediment in de bovengrondse biomassa aanwezig is, is fyto-extractie van de metalen via riet, en bij uitbreiding andere monocotylen, niet zinvol (Teuchies *et al.*, 2013).

Chu *et al.* (2006) stelden onder labo-omstandigheden vast dat riet wel in staat is om zowel actief als passief DDT en PCB's op te nemen en te transporteren van de wortels naar het blad. Theoretisch zou opconcentratie dus ook in situ mogelijk zijn, maar dat is (nog) niet door veldonderzoek bevestigd.

Wanneer bij verlanding van de vijver (inundatie van de rietzone) of op de oevers zich spontaan wilgen (*Salix spp.*) of populieren (*Populus spp.*) vestigen, is doorvergiftiging wel mogelijk. In tegenstelling tot riet accumuleren de meeste wilgen- en populierensoorten immers hoge gehalten aan Cd en Zn (Vandecasteele *et al.*, 2002; 2005) met bioconcentratiefactoren oplopend tot 4,1 (Vandecasteele *et al.*, 2002). Op baggergronden werd vastgesteld dat via wilgen en populieren bladgrazende insecten (zoals de kevers *Crepidodera aurata* Marsh. en *Fratona vitellinae* L.) wel degelijk gecontamineerd waren met zware metalen, in casu cadmium (Vandecasteele *et al.*, 2003). Ook het bladstrooisel is

⁵ De bioconcentratiefactor is de concentratie in een plant gedeeld door de concentratie in de bodem of sediment.

daardoor aangerijkt, waardoor het met de wind verder kan worden verspreid in het ecosysteem. Op verontreinigde locaties wordt daarom geadviseerd spontane opslag of aanplantingen van wilgen en populieren systematisch te verwijderen om doorvergiftiging in de voedselketen zoveel mogelijk te beperken.

Vandecasteele *et al.* (2005b) toonde bovendien aan dat het hydrologische regime een invloed heeft op de accumulatie van zware metalen in het blad van *Salix cinerea*. Biobeschikbaarheid van zware metalen was minder groot in wilgen die op hydromorfe plaatsen (wetland condities, inundatiezone) groeiden, dan deze op drogere standplaatsen die niet of beperkt overstromden.

2.5 Conclusie

Er zijn indicaties dat in Vlaanderen de vervuilingdruk door een ganse waaier van toxische stoffen, zoals gemeten in aquatische biota, van die aard is dat ze het herstel van populaties van sommige visetende vogels en zoogdieren, zoals roerdomp en otter, significant belemmeren.

Hoewel doorvergiftigingsmodellen beschikbaar zijn, is het met de huidige kennis en gelet op de plaatsgebonden variaties te wijten aan lokale omstandigheden, moeilijk om onderbouwde risicobeoordelingen te maken op basis van sedimentmetingen alleen. We bevelen daarom aan de biobeschikbare fracties te monitoren aan de hand van de dominant aanwezige vegetatie: blad en wortelconcentraties in riet en bladconcentraties van wilg en die te vergelijken met referentiewaarden, te vinden in INBO-databanken en literatuur.

Er is een beperkte set van grensnormen voor biota beschikbaar (zie tabel 1) en bruikbaar voor risicobeoordelingen.

Eerder dan proactief een risicobeoordeling uit te voeren, is het zinvoller het sanerings- en inrichtingsproject ecologisch en ecotoxicologisch van nabij op te volgen (zie 3), zoveel mogelijk gebruik makend van gangbare monitoringschema's en in samenwerking met diverse experts. Op deze wijze wordt een kennisbasis opgebouwd die nuttig is voor het habitat herstel en beheer van de vijvers van Hof van Lachenen en leefgebieden met een vergelijkbare vervuilingproblematiek.

3 Een stappenplan voor wetenschappelijke begeleiding/ondersteuning van het sanerings- en inrichtingsproject, en een monitoringsplan

Het opstellen van een volledig opvolgingsschema en van een monitoringsplan kan binnen het kader van een adviesvraag niet ten gronde uitgewerkt worden. Het gebeurt bij voorkeur ook in nauw overleg met het projectteam dat de inrichtingswerken begeleidt.

Een opvolgingsstudie moet rekening houden met de huidige situatie (T0) van het terrein: morfologische elementen, fysicochemische karakteristieken van water en waterbodem, de aanwezige biota, eventueel aanwezige Habitatrichtlijnsoorten, ecologische variabelen, antropogene en ecotoxicologische drukken enz. Daarnaast moet het ook de geplande acties van het sanerings- en ruimingsplan (ruimtelijk en temporeel) in rekening brengen. Tenslotte is de uitwerking van een opvolgings- of monitoringsplan ook in sterke mate afhankelijk van de beoogde finaliteit en realisatie van de herinrichting.

Omdat het onderzoek gericht moet zijn op het beoogde doel, is het van primair belang de juiste vraagstelling(en) duidelijk en eenduidig te formuleren.

Beschikbare middelen zullen doorslaggevend zijn bij de implementatie van deze opvolging. Bij sanerings- en inrichtingswerken moet bij de prille aanvangsfase rekening gehouden

worden met een gedegen opvolging voor, tijdens en na de werken. De noodzakelijke randvoorwaarden hiervoor moeten voorzien worden (timing en middelen).

Richtinggevend spelen volgende elementen een rol bij het aflijnen van de doelstellingen en het ontwikkelen van een meetstrategie:

Planningsfase, de fase vooraleer sanerings- en inrichtingswerken uitgevoerd worden (nulmeting)

- *Metten van de ecologische kwaliteit van het waterlichaam.* Alle biologische elementen zoals voorzien in de KRW (fytoplankton, macrofyten en fyto benthos, benthische ongewervelde fauna en visfauna) moeten gemeten worden. Het aantal meetplaatsen en de locatiekeuze zijn afhankelijk van de huidige en toekomstige situatie. Metingen van sommige kwaliteitselementen moeten in specifieke periodes van het jaar gepland worden. Nagaan hoe de ecologische kwaliteit via de herinrichtingswerken kan verbeterd worden. Maximaal rekening houden met deze mogelijkheden bij het opstellen van het inrichtingsplan.
- *Metten van de biobeschikbare concentraties aan zware metalen en organische pollutanten in de dominante vegetatie-elementen die volgens de literatuur tevens relevante bio-indicatoren zijn: riet en wilgen (enkel in referentieperiode augustus-september, mengmonsters).*
- *Inventarisatie van Habitatrichtlijnsoorten* in en rond het gebied. De te bestuderen perimeter is afhankelijk van rechtstreekse kolonisatiemogelijkheden. Opstellen van een checklist van ecologische randvoorwaarden voor de aanwezige Habitatrichtlijnsoorten en/of de beoogde doelsoorten. Maximaal rekening houden met deze ecologische randvoorwaarden bij het opstellen van het inrichtingsplan.
- *Fysicochemische karakterisatie van water, zwevend stof en sediment.* Het aantal meetplaatsen en de locatiekeuze zijn afhankelijk van de huidige en toekomstige situatie. Zo nodig meerdere metingen over het jaar. Het wordt aanbevolen om het monsternemingspatroon voorgesteld in de ontwerpprocedure waterbodembodem te volgen (OVAM, 2007).
- *Ecotoxicologische studie van het aquatisch ecosysteem*, volgende elementen zijn van belang:
 - Opmaken van de lijst van toxische stoffen die relevant zijn voor opvolging.
 - Op basis van de soortenlijsten opgemaakt bij de metingen voor de KRW, geschikte biota selecteren voor opvolging van toxische stoffen doorheen het voedselweb. Minimaal moeten invertebraten, een vissoort van een lager trofisch niveau (bv. blankvoorn) en een vissoort van een hoger trofisch niveau (bv. paling, baars, snoek) geselecteerd worden. Nagaan of ook toppredatoren in aanmerking kunnen komen. Wellicht moeten dan niet-invasieve methoden gebruikt worden (bv. analyses in veren). Realistische alternatieven voor roerdomp zijn blauwe reiger en aalscholver.
 - Gezien het grote aandeel aan riet voor het biotoopherstel van de roerdomp (en andere doelsoorten) en gezien de bijzondere waarde van riet als bio-indicator voor verontreiniging door zowel zware metalen als organische pollutanten (PCB's, DDT) met talrijke literatuurreferenties (Bonanno *et al.*, 2010; 2011) wordt voorgesteld om enkel deze plantensoort te gebruiken voor de monitoring van het vegetatie-compartiment.
 - Aantal meetplaatsen en locatiekeuze zijn afhankelijk van de huidige en toekomstige situatie.
 - Meetstrategieën opstellen waarbij o.a. rekening gehouden wordt met de aanbevelingen beschreven in European Union (2014). Aantal individuen,

geslacht, lengte, seizoen enz. zijn belangrijke elementen voor de meetstrategie.

- Bemonstering. Ook hier moet rekening gehouden worden met seizoensale randvoorwaarden en met de richtlijnen in de (ontwerp) standaardprocedure voor waterbodemonderzoek.
- Analyse en rapportage.

Uitvoeringsfase, de fase vanaf het begin van de sanerings- en inrichtingswerken tot hun volledige voltooiing.

De noodzakelijke meetacties zijn hier sterk afhankelijk van de duur van de werken. Indien de werken slechts een paar maanden duren, volstaat een opvolging van de fysicochemische karakterisatie van water, zwevend stof en sediment. Verlopen de werken over een periode van één à twee jaar, dan moet de volledige set tijdens de werken minimaal eenmaal gemeten worden (ecologische kwaliteit van het waterlichaam, inventarisatie van Habitatrichtlijnsoorten, fysicochemische karakterisatie van water, zwevend stof en sediment, en ecotoxicologische studie van het aquatisch ecosysteem). Jaarlijks worden mengmonsters genomen van riet en wilgen (zelfde organen, zelfde locaties) voor het inschatten van de biobeschikbare concentraties aan pollutanten.

Evaluatiefase, de fase na de voltooiing van de sanerings- en inrichtingswerken.

De volledige set acties van de nulmeting (T0) wordt herhaald tijdens de evaluatiefase (T1). Idealiter gebeurt dat één, twee, vier en acht jaar na voltooiing van de werken (T2 ...).

Conclusie

1. Bij geplande sanerings- en inrichtingswerken in aquatische ecosystemen moet maximaal rekening gehouden worden met de Europese richtlijnen die de biodiversiteit beschermen. Specifiek zijn de Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en haar Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen relevant. De Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen gebiedt het behalen van een goede chemische toestand en definieert voor een aantal toxische stoffen grenswaarden die niet mogen overschreden worden in aquatische biota. Er is een beperkte set van grensnormen voor biota beschikbaar, bruikbaar voor risicobeoordelingen.
2. Er zijn indicaties dat in Vlaanderen de vervuilingdruk door een ganse waaier van toxische stoffen, zoals gemeten in aquatische biota, van die aard is dat ze het herstel van populaties van sommige visetende vogels en zoogdieren, zoals roerdomp en otter, significant belemmeren.

Ook bij de inrichting van het gebied rond de vijvers van het Hof van Lachenen in Lier wordt verwacht dat vervuilende stoffen uit het sediment vrij komen en terug biobeschikbaar worden. Polluenten komen terug vrij in de waterkolom of worden gebonden aan zwevend stof, waarna ze opgenomen worden door micro-organismen. Via bio-accumulatie en biomagnificatie komen ze terecht in hogere trofische niveaus (bv. vissen) waarna ze uiteindelijk toppredatoren zoals visetende zoogdieren en vogels, kunnen bedreigen.

Hoewel doorvergiftigingsmodellen beschikbaar zijn, is het met de huidige kennis en gelet op de plaatsgebonden variaties te wijten aan lokale omstandigheden, moeilijk om voor de geplande inrichtingswerken onderbouwde risicobeoordelingen te maken op basis van sedimentmetingen alleen. Vandaar dat we voorstellen om ook in de dominante vegetatie, riet in de aquatische en semi-terrestrische zone en wilg in de terrestrische zone, jaarlijks wortel- en bladstalen te nemen om de biobeschikbare concentraties te bepalen en ecotoxicologisch te beoordelen aan de hand van referentiewaarden.

Eerder dan proactief een risicobeoordeling uit te voeren, moet het sanerings- en inrichtingsproject ecologisch en ecotoxicologisch van nabij opgevolgd worden.

3. Bij sanerings- en inrichtingswerken moet bij de prille aanvangsfase rekening gehouden worden met een gedegen opvolging voor (T0), tijdens en na de werken (T1,T2). De noodzakelijke randvoorwaarden moeten hiervoor voorzien worden (timing en middelen).

We raden aan volgende studies uit te voeren bij de opvolging van de inrichtingswerken: meten van de ecologische kwaliteit van het waterlichaam, bepalen van biobeschikbare pollutentconcentraties in riet en wilg, inventarisatie van Habitatrichtlijnsoorten, fysicochemische karakterisatie van water, zwevend stof en sediment, en een ecotoxicologische studie van het aquatisch ecosysteem. Uiteraard moet het onderzoek gericht zijn op het beoogde doel. Het is daarom van primair belang dat de juiste vraagstelling of vraagstellingen duidelijk en eenduidig geformuleerd worden.

Referenties

- Alomar, H., Lemarchand, C., Rosoux, R., Danièle Vey, D., Berny, P. 2016. Concentrations of organochlorine compounds (pesticides and PCBs), trace elements (Pb, Cd, Cu, and Hg), ¹³⁴Cs, and ¹³⁷Cs in the livers of the European otter (*Lutra lutra*), great cormorant (*Phalacrocorax carbo*), and European catfish (*Silurus glanis*), collected from the Loire River (France) *Eur J Wildl Res* 62: 653-661.
- Belpaire, C., Geeraerts, C., Roosens, L., Neels, H., Covaci, A., 2011b. What can we learn from monitoring PCBs in the European eel? A Belgian experience. *Environ. Int.* 37, 354-364.
- Belpaire, C., Pujolar, J.M., Geeraerts, C., Maes, G., 2016. Contaminants in Eels and their Role in the Collapse of the Eel Stocks. In *Biology and Ecology of Anguillid Eels* T. Arai (Ed.) CRC Press, Taylor & Francis Group, p 226-250.
- Bonanno, G., Giudice, R.L. 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological indicators* 10, 639-645
- Carpenter, S.K., Mateus-Pinilla, N.E., Singh, K., Lehner, A., Satterthwaite-Phillips, D., Bluett, R.D., Rivera, N.A., Novakofski, J.E., 2014. River otters as biomonitors for organochlorine pesticides, PCBs, and PBDEs in Illinois. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 100, 99-104
- Chadwick, E.A., Simpson, V.R., Nicholls, A.E.L., Slater, F.M., 2011. Lead Levels in Eurasian Otters Decline with Time and Reveal Interactions between Sources, Prevailing Weather, And Stream Chemistry. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, 45 (5), pp 1911-1916
- Chu, W.K., Wong, M.H. & Zhang, J. 2006. Accumulation distribution and transformation of DDT and PCBs by *Phragmites australis* and *Oryza sativa* L_Whole plant study. *Environmental Geochemistry and Health* 28,159-168.
- De Jonge M., Belpaire C., Verhaert V., Dardenne F., Blust R., Bervoets L. 2014. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België.
- de Jonge M., Belpaire C., Geeraerts C., De Cooman W., Blust R., Bervoets L., 2012. Ecological impact assessment of sediment remediation in a metal-contaminated lowland river using translocated zebra mussels and resident macroinvertebrates. *Environmental Pollution* 171, 99-108
- de Jonge, M., Belpaire C., Van Thuyne G., Breine J., Bervoets L., 2015. Temporal distribution of accumulated metal mixtures in two feral fish species and the relation with condition metrics and community structure. *Environmental pollution*, 43-54
- Dunbabin JS, Bowmer KH. 1992. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *The Science of the Total Environment* 111: 151-168. Geeraerts, C., J.-F. Focant, G. Eppe, E. De Pauw, C. Belpaire. 2011. Reproduction of European eel jeopardised by high levels of dioxins and dioxin-like PCBs? *Sci. Tot. Environ.* 409: 4039-4047.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. [OJ L327/1, 22.12.2000]
- European Commission, 2008. Directive 2008/105/EC on Environmental Quality Standards (EQSs) in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives

82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. [OJ L348/84, 24.12.2008]

European Communities, 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 27 Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report-2011-055. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.

European Commission, 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Official Journal of the European Union, L226, 1–17.

European Union, 2014. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance document no. 32 on biota monitoring (the implementation of EQS biota) under the water framework directive. Technical Report - 2014 – 083. 75 p.

EFSA. 2009 Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals. Parma, Italy: European Food Safety Authority. Authority EFS.358 pp.

Gilbert G, Tyler G A and Smith K W (2003) Nestling diet and fish preference of Bitterns *Botaurus stellaris* in Britain. *Ardea* 91: 35–44.

Gouwy, J, Van Den Berge, K, Berlengee F., Vanssevenant, D., 2015. Otters gevestigd in de noordelijke Zeescheldevallei. INBO Marternieuws 17.

He, W. & Hongfeng, J. 2009. Bioaccumulation of heavy metals by *Phragmites australis* cultivated in synthesized substrates. *Journal of Environmental Sciences* 21: 1409-1414.

Jensen, S., J.E. Kihlstrom, M. Olsson, C. Lundberg and J. Orberg. 1977. Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season. *Ambio* 6:239.

Kruuk, H., 1995. Wild Otters: Predation and Populations. 2001 ed.; Oxford University Press: Oxford, UK, 1995.

Kwok, C. K. , Y. Liang, S.Y. Leung, H. Wang, Y.H. Dong, L. Young, J.P. Giesy, M.H. Wong, 2013. Biota–sediment accumulation factor (BSAF), bioaccumulation factor (BAF), and contaminant levels in prey fish to indicate the extent of PAHs and OCPs contamination in eggs of waterbirds. *Environ Sci Pollut Res* 20:8425–8434

Lemarchand, C., Rosoux, R., Berny, P., 2010. Organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals and anticoagulant rodenticides in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from upper Loire River catchment (France). *Chemosphere* 80, 1120–1124.

Leonards, P. E. G., Zierikzee, Y., Brinkman, U. A. Th., Cofino, W. P., van Straalen, N. M. and van Hattum, B. (1997), The selective dietary accumulation of planar polychlorinated biphenyls in the otter (*Lutra lutra*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 1807–1815

MacDonald, S. and Mason, C., 1994. Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palearctic. *Strasbourg, Council of Europe, Nature and Environment* 67, 54p.

Madsen, A. B.; Mason, C. F. 1987. Cadmium, lead and mercury in hair from Danish otters *Lutra lutra*. *Nat. Jutl.* 22 (3), 81–84.

Maes, J., G. Goemans, C. Belpaire. 2008. Spatial variation and temporal pollution profiles of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and heavy metals in European yellow eel (*Anguilla anguilla* L.) (Flanders, Belgium). *Environ. Pollut.* 153: 223-237.

Mason, C. F.; Last, N. I.; Macdonald, S. M., 1986. Mercury, cadmium and lead in British otters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 844–849.

- Mason, C. F.; O'Sullivan, W. M., 1993. Heavy metals in the livers of otters, *Lutra lutra*, from Ireland. *J. Zool.* 231, 675–678.
- Mason, C. F.; Stephenson, A., 2001. Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. *Chemosphere* 44 (3), 351–353.
- Mason, C., 1993. Organochlorine pesticide residues and PCBs in eels (*Anguilla anguilla*) from some British freshwater reedbeds. *Chemosphere* 26 (12) : 2289-2292.
- Metsu, I., Van Den Berge, K., 1991. The distribution of the otter (*Lutra lutra*) in Flanders – Belgium. In Reuther, C. and Rochert, R. (Eds.) *Proc. V Int. Otter Colloqu.. Habitat 6* : 51-52.
- Newton, I., Wylue, I., & Asher, A. 1994. Pollutants in Great Bitterns. *Brit. Birds* 87: 22-25
- Obarska-Pempkowiak. 1994. Application of willow and reed vegetation filters for protection of a stream passing through a zoo. In: *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. SLU Conference Proceedings 5-10 juni 1994. Uppsala Sweden. Report 50*: 59-67.
- OVAM, 2007. Standaardprocedure voor waterbodemonderzoek. Ontwerp door TV BOVA Environmental Consulting nv – Belconsulting nv. Bestek CP060801. Eindrapport 2006_64. 156 p.
- OVAM. 2009. Bodemdecreet Vlarebo. Vlaams Reglement rond bodemsanering en bodembescherming. Beleidsdocument D/2005/5024/44. 203 p.
- Roos, A., Greyerz, E., Olsson, M., Sandegren, F., 2001. The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends in relation to PDDT and total PCB concentrations during 1968–99. *Environ. Pollut.* 111, 457–469.
- Simpson, V.R., 2007. Health status of otters in southern and south west England 1996–2003. UK Environment Agency, Science Report SC010064/DR1, Bristol, UK.
- Smith, M.D., Leonards, P.E., de Jongh, A.W., van Hattum, B.G., 1998. Polychlorinated biphenyls in the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 157, 95–130.
- Swinnen, K., Vercayie, D., Van Den Berge, K., 2012. De otter is weer terug in Vlaanderen. *Zoogdier* 23 (3) 13-15.
- Teuchies, J., de Deckere, E., Bervoets, L., Meynendonckx, J., van Regenmortel, S. Blust, R. & P. Meire. 2007. Influence of tidal regime on the distribution of trace metals in a contaminated tidal freshwater marsh soil colonized with common reed (*Phragmites australis*). *Environmental Pollution*, 155, 20-30.
- Teuchies, J., Jacobs, S., Oosterlee, L., Bervoets, L. & P. Meire. 2013. Role of plants in metal cycling in a tidal wetland: implications for phytoremediation. *Science of the total Environment* 445-446, 146-154.
- Teuchies, J., Singh, G., Bervoets, L. & P. Meire. 2013b. Land use changes and metal mobility: Multi-approach study on tidal marsh restoration in a contaminated estuary. *Science of the total Environment* 449, 174-183.
- van der Ost, R., Heida, H. and Opperhuizen, A., 1988. Polychlorinated biphenyl congeners in sediments, plankton, molluscs, crustaceans, and eel in a fresh water lake: implications of using reference chemicals and indicator organisms in bioaccumulation studies. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17 : 721-729.
- Teunen L., Belpaire C., Dardenne F., Blust R., Bervoets L., 2016. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water. Universiteit Antwerpen en INBO, 2015-2016
- Van Ael, E., Belpaire, C., Breine, J., Geeraerts, C., Van Thuyne G., Eulaers, I., Blust, R., Bervoets, L., 2014. Are persistent organic pollutants and metals in eel muscle predictive for the ecological water quality? *Environmental Pollution* 186 (2014) 165-171

- Vandecasteele, B., De Vos, B., Tack, F.M.G. 2002. Cadmium and zinc uptake by volunteer willow species and elder rooting in polluted dredged sediment disposal sites. *Sci Total Environ* 299, 191–205.
- Vandecasteele, B., Lauriks, R., De Vos, B. and F.M.G. Tack. 2003. Cd and Zn concentrations in hybrid poplar foliage and leaf beetles grown on polluted sediment-derived soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 89: 263-283.
- Vandecasteele, B., Meers, E., Vervaeke, P., De Vos, B., Quataert, P., Tack, F.M.G. 2005. Growth and trace metal accumulation of two *Salix* clones on sediment-derived soils with increasing contamination levels. *Chemosphere* 58, 995-1002.
- Vandecasteele, B. Quataert, P. and F. Tack. 2005b. The effect of hydrological regime on the metal bioavailability for the wetland species *Salix cinerea*. *Environmental Pollution* 135: 303-312
- Weltens R., Goemans G., Huyskens G., Belpaire C., Witters H., 2003. Evaluatie van de kwaliteitsnormering voor oppervlaktewater in Vlaanderen: een praktijkstudie. *Water*, 2013, 1-9.
- Weltens R., Goemans G., Huyskens G., Witters H., Belpaire C., 2002. Wetenschappelijke onderbouwing van de normering van pollutanten in Vlaamse oppervlaktewateren en selectie van ecologische en ecotoxicologische indicatoren voor de waterkwaliteit. Studie in opdracht van VMM. Vito/IBW rapport IBW.Wb.VR.2002.88
- White, G, Purps, J and Alsbury, S (2006) *The bittern in Europe: a guide to species and habitat management*. The RSPB, Sandy. 186p.
- Wren, C. D., Fischer, K. L., Stokes, P. M. Levels of lead, cadmium and other elements in mink and otter from Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* 1988, 52, 193–202.
- Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H. en Willis, A.J. 1997. Zinc, Lead and Cadmium tolerance, uptake and accumulation by the Common Reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Annals of Botany* 80, 363-370.