



RAPPORT ANB-AB-2023-222

**Onderzoek naar de onderliggende oorzaak van de Hedgehog
Diphtheric Disease bij egels in Vlaanderen: analyse van dieet,
coumarines en zware metalen**



© Frank Pasmans

**Terriere N., Miserez V., Fiesci-Méric L., Blomme E., Pasmans F., Martel A.
11/12/2024**

Samenvatting

De aanwezigheid van anticoagulantia en zware metalen in levers werd onderzocht in 128 egels afkomstig uit 93 gemeenten in Vlaanderen. Daarnaast werd via metabarcoding van de mest van 193 egels de samenstelling van het dieet bepaald.

Geen enkel geteste dier was vrij van anticoagulantia. Het aantal anticoagulantia bij hetzelfde dier varieerde van 3 tot 8. Bij 32% van de onderzochte dieren overschreed de totale anticoagulantia concentratie de drempelwaarde van 200 ng/g.

Gemiddeld hoge zink concentraties werden aangetroffen in de onderzochte egels. Een correlatie tussen zink en de aanwezigheid van hedgehog diphtheric disease werd vastgesteld.

Land- en longslakken zijn de meest voorkomende orde die gedetecteerd werd in de onderzochte egelmest. De Spaanse wegslak (*Aria* vulgaris) is de meest abundant gedetecteerde soort. Naast slakken aten de egels vaak ringwormen en kevers.

Deze studie toont aan dat egels onder druk staan van verschillende soorten omgevingscontaminanten. De impact van omgevingscontaminanten op de gezondheid van egels dient verder onderzocht te worden. De cijfers uit dit onderzoek stellen dan ook de huidige manier van het bestrijden van knaagdieren in vraag. Secundaire vergiftiging dient zoveel mogelijk vermeden te worden. Een bewustmakingscampagne om het brede publiek te informeren over correct gebruik en de mogelijke gevolgen van het gebruik van anticoagulantia is nodig.

Enkel in het geval van het essentieel element zink werd een correlatie met het voorkomen van HDD gevonden. De bron van zink en het mechanisme achter dit verband is onduidelijk.

1. Inleiding

1.1. Hedgehog Diphtheric Disease

Recent werd de egel (*Erinaceus europaeus*) geklasseerd als ‘near threatened’ door de IUCN (IUCN 2024). Ook in Vlaanderen staat de egelpopulatie onder druk. Sinds 2020 werd in Vlaanderen een sterk verhoogde sterfte onder egels geregistreerd. Vlaamse Opvangcentra voor vogels en wilde dieren (VOC) meldden toen de opvang van ongeveer 6547 egels, met een gemiddeld sterftcijfer van 74%. Deze hoge sterfte was het gevolg van moeilijk behandelbare abscessen veroorzaakt door *Corynebacterium ulcerans* (Martel et al., 2021), een pathogeen betrokken in de ziekte ‘Hedgehog Diphtheric Disease’ (HDD) (Terriere et al., 2022).

Egels met HDD vertonen zweren en abscessen ter hoogte van de kop en/of ledematen. Histologisch wordt een ulceratieve ontsteking met suppuratieve exsudatie en diepe ontsteking in de huid gezien. Deze ontsteking kan uitbreiden naar het onderliggend weefsel inclusief de spieren. Ondanks dat HDD-letsels polybacterieel zijn worden vaak toxine producerende *Corynebacterium ulcerans* geïsoleerd uit de letsels (Martel et al., 2021). Stamtypering via infraroodspectroscopie toont een hoge diversiteit van *C. ulcerans* isolaten afkomstig van zieke egels in Vlaanderen aan. Deze hoge diversiteit suggereert dat de bacterie endemisch aanwezig is in de egelpopulatie in Vlaanderen en dat HDD een multifactoriële oorzaak heeft (Martel et al., 2021).

1.2. Anticoagulantia en zware metalen bij egels en verwante diersoorten

Anticoagulantia (AC) worden in heel Europa op grote schaal gebruikt voor plaagdierbestrijding. De wijdverspreide toepassing ervan heeft echter geleid tot onbedoelde blootstelling van niet-doelsoorten in het wild (Tabel 1). Wilde dieren komen met AC in contact hetzij door consumptie van lokaas (primaire intoxicatie) wat voornamelijk bij invertebraten, granivore of herbivore diersoorten geobserveerd wordt, of door opname van een geïntoxiceerd prooidier, invertebraat of zijn karkas (secundaire intoxicatie) zoals bij carnivore, piscivore en insectivore diersoorten.

AC worden in twee generaties opgedeeld. De eerste generatie anticoagulerende rodenticiden (EGAC) bevat moleculen die een hogere LD50 en blootstellingstijd nodig hebben voor ze een effect vertonen (bijvoorbeeld: warfarine, coumatetralyl, chloorfacinon; Wardrop and Keeling, 2008; McGee et al., 2020). AC van de tweede generatie (TGAC) hebben een lagere LD50 waarvan een éénmalige blootstelling letaal kan zijn (bijvoorbeeld: bromadiolone, brodifacoum,

difenacoum, difethialone en flocoumafen). Wegens de hogere toxiciteit en langere biologische halfwaardetijd vormen TGAC een groter risico voor niet-target dieren (van den Brink et al., 2018).

Wereldwijd wordt AC blootselling van wilde dieren die niet tot de doelsoorten behoren beschreven, voornamelijk bij roofvogels en carnivoren (bijv. Frankrijk: Berny et al., 1997; Raoul et al., 2003; Nieuw-Zeeland: Eason et al., 2002; Spurr et al., 2005; Denemarken: Christensen et al., 2012; VS: Riley et al., 2007; UK: McDonald et al., 1998; Walker et al., 2010). In Vlaanderen onderzocht het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 150 bunzings en 75 steenmarters op de aanwezigheid van residuen van AC in de lever. Bij 171 van de 225 dieren werden sporen van AC teruggevonden in de levers. Bij 96 dieren werden waarden van meer dan 0,2 µg/g teruggevonden (Baert et al., 2015). Onderzoeken in het Verenigd Koninkrijk en Spanje hebben melding gemaakt van de aanwezigheid van AC residuen in de lever van egels (Dowding et al., 2010; López-Perea et al., 2015). In 2022 werd een oriënterende toxicologische studie uitgevoerd op 20 egels in Vlaanderen. Bij 100% van de egels werden TGAC aangetroffen in subletale concentraties (<200 ng/g).

Tabel 1: Overzicht van de TGAC-concentraties gedetecteerd in non-target wilde zoogdieren. De tabel toont de gemiddelde residuen, of de minimum- en maximumwaarden, of de mediaan (aangegeven met een asterisk '*'). 'N' geeft het aantal dieren aan waarop TGAC is geanalyseerd.

Diersoort	N	Warfarine		Coumatetralyl		Diphacinone		Chloorphacino		Brodifacoum		Bromadiolone		Difenacoum		Difethialone		Flocoumafen		Referentie		
		%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg			
Marterachtigen (Mustelidae)																						
Bunzing (<i>Mustela putorius</i>)	29		2,1	0,00						3,4	0,01	97,2	0,27	55,6	0,02	2,1	0,00	2,8	0,0	15	Elmeros et al., 2018	
	40		4,5	0,00	4,8	0,0				4,3	0,01	90,8	0,14			2,3	0,00	5,5	0		Elmeros et al., 2018	
	50									4,1	0,06	10,7	0,11	28,4	0,30							Shore et al., 2003
	33											15	3,4									Fournier-Chambrillon et al., 2004
	68									3,5	0,00	71,16-0,72	0,00	53,14-3,08	0,00	4,21-0,51	0,00	35-0,05				Sainsbury et al., 2018
	29									3,8	0,00	10,4	0,12	28,36	0,09							Shore et al., 1996
	26			4	0,1					3,1	0,15	27	0,16	8	0,21				4	0,19		Szapu et al., 2024
Hermelijn (<i>Mustela erminea</i>)	40										8										McDonald et al., 1998	
	61								5,0	0,01	51,0	0,04	82,6	0,02				4,1	0,0	0,06	Elmeros et al., 2012	

Wezel (<i>Mustela nivalis</i>)	1							1	0,00								Sánchez-Barbudo et al., 2012			
	69							5	0,01	23	0,05	88	0,03		2	0,0	Elmeros et al., 2012			
	10		2	0,03						10	0,25						McDonald et al., 1998			
Amerikaanse nerts (<i>Neogale vison</i>)	47					9	3,4-8,5			6	1,9-4,2						Fournier-Chambrillón et al., 2004			
	99		2	0,06				9	0,03	75	0,24	53	0,04		2	0,0	Ruiz-Suárez et al., 2016			
Europese nerts (<i>Mustela lutreola</i>)	31									3	5						Fournier-Chambrillón et al., 2004			
Steppebunzing (<i>Mustela eversmanii</i>)	36		3	0,67	3	0,48		3	0,21	33	0,13				3	0,0	Szapu et al., 2024			
Steenmarter (<i>Martes foina</i>)	19							2	0,14	31	0,15	15	0,04	5	0,92	2	0,0	Sánchez-Barbudo et al., 2012		
	31							7	0,04	10	0,95	90	0,04	3	0,01	8	0,0	Elmeros et al., 2018		
	40		5	0,00	7	0,0		5	0,02	95	0,34			6	0,04	3	0	Elmeros et al., 2018		
	1									10	0,8							Berny et al., 1997		
Vismarter (<i>Pekania pennanti</i>)	58	1	<0	7	<0	1	<0	7	0,22	28	0,12			2	<0		Gabriel et al., 2012			
Otter (<i>Lutra lutra</i>)	11							9	5			19	6-7,1				Fournier-Chambrillón et al., 2004			
	3													9	0,35		Sánchez-Barbudo et al., 2012			
	53	6	<L	7	0,00			2	<L	8	0,00	59	0,00	68	0,00	2	<LO	3	<L	Regnery et al., 2024
	46							9	<L	5	0,00	48	<LO	28	<LO			3	<L	Regnery et al., 2024
	21			1	<LO			4	<L	1	<LO			4	<LO					Regnery et al., 2024
	3																	3	0,3	Sánchez-Barbudo et al., 2012
																		3	53	
Katachtigen (Felidae)																				
Poema (<i>Puma concolor</i>)	4				2	<		1	0,31	10	0,37			2	<0,2				Riley et al., 2007	
Wilde kat (<i>Felis catus</i>)	4							5	0,19	25	0,05	25	0,07			2	0,0		Sánchez-Barbudo et al., 2012	
Caracal (<i>Caracal caracal</i>)	24							9	0,25	79	0,08			5	0,05				Serieys et al., 2018	
Rode lynx (<i>Lynx rufus</i>)	1	7			1	0,0	6	8	0,14	78	0,38			3	0,04				Riley et al., 2007 & Serieys et al., 2015	
Hondachtigen (Canidae)																				
Coyote (<i>Canis latrans</i>)	5							1	0,16	20	0,88								Poessel et al., 2015	
Wolf (<i>Canis lupus</i>)	1		5	0,02				5	0,03	52	0,05	14	0,00	5	0,00	5	0,0		Musto et al., 2024	
	8			5				0					6	6						
	6																			

San-joaquinivos (<i>Vulpes macrotis mutica</i>)	42							2	0,246	6	2	1,94	31	0,682							McMillin et al., 2008	
Vos (<i>Vulpes vulpes</i>)	31							1	0,096	26	3	0,115	3	0,078							Sánchez-Barbudo et al., 2012	
	40		2	0,015				8	0,056	60	23	0,034	23	0,005	2	0,003	5	0,006	5	0,001	Seljetun et al., 2020	
	34						2	0,2-1	0,6				65	0,8-6,9							Berny et al., 1997	
	48	2	0,007	6	0,002			6	0,022	2	<LO Q	81	0,442	8	0,016	6	0,0207				Fourrel et al., 2018	
	148	1	0,003	8	0,006					5	0,331	75	0,39	19	0,018				1	0,002		Cerkvenik-Flajs et al., 2024
Wasbeerachtige (Procyonidae)																						
Wasbeer (<i>Procyon lotor</i>)	10												20	2,72							Sánchez-Barbudo et al., 2012	
	6							1	0,320												Stone et al., 1999	
	37	5	<L OQ			1	0,34	8	0,098	41	0,76	16	<LO Q	6	0,135						Buckley et al., 2024	
Stinkdieren (Mephitidae)																						
Stinkdier (<i>Mephitis mephitis</i>)	3												10	0,020							Stone et al., 1999	
	15					2	0,07	8	0,410	33	2,36	13	<LO Q	7	0,663						Buckley et al., 2024	
Civetkatachtigen (Viverridae)																						
Genetkat (<i>Genetta genetta</i>)	7							2	0,189	29	0,028	14	0,012						1	0,04	0,060	Sánchez-Barbudo et al., 2012
Knaagdieren (Rodentia)																						
Grijze eekhoorn (<i>Sciurus carolinensis</i>)	7	1	0,14			1	2	1	0,64	6	3	0,530-4,1									Stone et al., 2003	
Oostelijke wanzakeekhoorn (<i>Tamias striatus</i>)	1									1	0	3,8									Stone et al., 2003	
Haasachtigen (Lagomorpha)																						
Iberische haas (<i>Lepus granatensis</i>)	25							2	2,18	8	7	0,187			4	0,015					Sánchez-Barbudo et al., 2012	
Kaapse haas (<i>Lepus capensis</i>)	59							2	0,2-0	8,3		3	1,2-1,6								Berny et al., 1997	
Europees konijn (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	16							5	1,1-0	14,3		13	1,3-1,4								Berny et al., 1997	
Insecteneters (Eulipotyphla)																						
Noord-Afrikanse egel (<i>Atelerix algirus</i>)	16	1	0,612					1	0,007	33	0,006-1,5	27	0,001-0,659	4	0,071-0,256						López-Perea et al., 2015	
West-Europese Egel (<i>Erinaceus europaeus</i>)	120							5	0,050	19	0,59	48	0,100						1		Dowding et al., 2010	
	115							3	0,002	058	79	0,118	27	0,0005	2	0,007	0,0062				Rasmussen et al., 2024	

	48									5	0,04	27	0,78	25	0,00	4	0,02	1	0,0	López-Perea et al., 2015
	2									5	0,09	10	0,02							Sánchez-Barbudo et al., 2012
Buideldieren (Marsupialia)																				
Zwartstaartbuidelmarter (<i>Dasyurus geoffroii</i>)	9	1	0,0							3	0,65	33	0,04	11	0,09					Lohr et al., 2025
		1	05							3	5		1		6					
Noordelijke buidelmarter (<i>Dasyurus hallucatus</i>)	3									3	0,01									Lohr et al., 2025
										3	6									
Gevlekte buidelmarter (<i>Dasyurus viverrinus</i>)	15									5	0,52	13	0,00	20	0,02					Lohr et al., 2025
										3	1		7							
Tasmaanse duivel (<i>Sarcophilus harrisii</i>)	20	5	0,0							3	0,16	17	0,03							Lohr et al., 2025
			41							5	2		2							
Buidelrat (<i>Didelphis virginiana</i>)	2									5	0,18	50	0,8							Stone et al., 1999
										0										
	41				1	0,0				8	0,16	58	0,59	22	<LO	9	0,18			Buckley et al., 2024
					3	7				8					Q	0				
Vleermuizen (Chiroptera)																				
Nieuw-Zeelandse vleermuis (<i>Mystacina tuberculata</i>)	12				8	0,1														Dennis and Gartrell et al., 2015)
					3	90-80														
Evenhoevige (Artiodactyla)																				
Witstaarthert (<i>White-tailed deer</i>)	7		1	0,5	2	0,5				7	0,12									Stone et al., 1999
			4		9	65				1	0-0,41									
Edelhert (<i>Cervus elaphus</i>)	37									8	<0,0									Murphy et al., 1998
										9	30									
Ree (<i>Capreolus capreolus</i>)	2											10	1,2-1,9							Berny et al., 1997
Everzwijn (<i>Sus scrofa</i>)	51									4	0,11	26	0,04	10	0,05	2	0,00	4	0,0	Alabau et al., 2020
										7		8	8	38	6					
	20									3	0,02	20	0,06							Alabau et al., 2020
										5		2								
	13									8	0,00									Alabau et al., 2020
											9									
	8				3	0,6-1,4						38	0,4-3,6							Berny et al., 1997

De Europese egel is door zijn foerageergedrag, gebruik van diverse habitats (ruraal, semi-urbaan, urbaan) (Berger et al. 2020; Gazzard et al. 2022; Rasmussen et al. 2019a) en insectivoor dieet bijzonder gevoelig voor blootstelling aan zware metalen en andere sporenelementen in het milieu (Rautio et al., 2010, Valverde et al., 2024; D'Havé et al., 2006; Alleva et al., 2006; Rasmussen et al., 2024; Garcia-Munoz et al., 2023; Jota Baptista, 2024). Deze sporenelementen komen van nature voor in de omgeving en zijn in veel gevallen essentieel voor het dier (zoals cobalt, ijzer, koper, mangaan, molybdeen, selenium en zink). Te hoge of te lage hoeveelheden kunnen echter

leiden tot tekorten of intoxicaties (Walker et al., 2012). De zware metalen of niet-essentiële elementen (zoals cadmium, lood, vanadium en arseen) hebben geen biologische functie en kunnen afhankelijk van een soort-specifieke drempelwaarde zeer toxisch zijn (Ali et al., 2019; Walker et al., 2012; Kabata-Pendias & Szteke, 2015). In onze ecosystemen worden natuurlijke achtergrondconcentraties van sporenelementen overschaduwd door emissies uit antropogene bronnen zoals industrie, verstedelijking, verkeer en landbouw. Dit leidt tot zeer hoge omgevingsconcentraties van zowel essentiële als niet-essentiële elementen, die via trofische cascades accumuleren in diverse wildlevende dieren (Kalisinska, 2019). Enkele voorbeelden illustreren dit fenomeen: in Finland bleken Europese mollen (*Talpa europaea*) rond Helsinki hogere concentraties sporenelementen te hebben dan hun soortgenoten in landelijke gebieden (Pankakoski et al., 1993). Deze zware metalen werden ook aangetroffen in bodemstalen en regenwormen, met lagere concentraties naarmate de afstand tot snelwegen toenam, wat de impact van verkeer onderstreept. In Wales werden bij knaagdieren rond oude mijnsites verhoogde sporenelementconcentraties vastgesteld (Sartorius et al., 2024), net zoals bij watervogels in Spanje in een gebied dat zwaar vervuild werd na een accidentele lozing van mijnafval (Gomez et al., 2004). Beide gevallen benadrukken de blijvende impact van historische vervuiling op ecosystemen. In veel onderzoeken worden wilde dieren echter vooral gebruikt als bio-indicatoren voor omgevingsverontreiniging die ook risico's kan vormen voor de volksgezondheid (Malova et al., 2019; Yarsan et al., 2014; Markov en Ahmed, 2018; Bahamonde et al., 2023). Pas recent is er meer aandacht gekomen voor de impact van een verstoorde balans in sporenelementen op de gezondheid van wilde dieren zelf (Demesko et al., 2018; Kanstrup et al., 2019; Adesina et al., 2024). Specifiek voor egels zijn er ongeveer zeven publicaties beschikbaar die de concentraties van sporenelementen bij deze dieren rapporteren. Deze gegevens zullen in deze studie worden gebruikt als vergelijkingsmateriaal.

1.3. Dieet van egels

Egels zijn opportunistische eters waardoor hun dieet zeer divers is. Ze eten voornamelijk een grote variëteit aan invertebraten, waaronder kevers (Coleoptera), rupsen (Lepidoptera) en regenwormen (Clitellata) (Yalden, 1976, Wroot 1985, Rautio et al., 2016). Afhankelijk van de beschikbaarheid eten ze ook eieren, nestjongen van vogels, muizen, kikkers en voedsel dat door mensen wordt aangeboden (Morris 1985;). Ook plantaardig materiaal zoals vruchten behoren tot hun dieet (Yalden 1976; Jones en Norbury 2011). Jongere dieren eten een grotere variëteit aan prooidieren, met voornamelijk spinachtigen en oorwormen, terwijl oudere dieren vaak focussen op een prooidieren zoals slakken, larven en loopkevers (Dickman, 1988).

1.4. Impact van dieet, anticoagulantia en zware metalen op immuniteit van egels en aanverwante soorten

In het wild levende dieren moeten voortdurend een delicate homeostase behouden om te overleven. In hun natuurlijke omgeving kunnen zij blootgesteld worden aan een reeks stressoren, die kunnen worden onderverdeeld in natuurlijke stressoren, zoals predatie, extreme weersomstandigheden en dieetvariatie, en antropogene stressoren, zoals vervuiling (Acevedo-Whitehouse en Duffus, 2009a). Deze stressoren concurreren met essentiële fysiologische processen, zoals groei, voortplanting, thermoregulatie en immuniteit, om de beperkte hoeveelheid beschikbare energie. Een verstoring van deze energetische balans (door bijvoorbeeld vervuiling of een suboptimaal dieet) leidt dan tot een afname van de immunocompetentie, oftewel het vermogen van een dier om effectief infecties te bestrijden. Dit proces, bekend als immunomodulatie, kan zowel op individueel als op populatieniveau ernstige gevolgen hebben (Brousseau et al., 2012). Het behouden van energetische homeostase bepaalt uiteindelijk de overleving van wilde dieren en kan in het gedrang komen door afzonderlijke of gecombineerde stressoren.

Algemeen speelt dieet een belangrijke rol in de ondersteuning van immuniteit, ziekteresistentie en gezondheid. Informatie over de impact op ziekten bij wilde zoogdieren is zo goed als onbestaande. Wel is goed gekend dat populaties van invertebraten zoals insecten de afgelopen decennia zeer sterk in aantallen achteruitgegaan zijn (overzicht in Montgomery et al., 2020). Gezien hun rol in het voedselnet, met name voor insectivoren zoals egels, is het mogelijk dat afgenomen biomassa van invertebraten een impact heeft op de algemene conditie van egels en op hun afweer tegen infecties.

Er zijn verschillende voorbeelden voorhanden van hoe AC de immuniteit van dieren aantasten. Bij laboratorium knaagdieren en bij de mens worden er in geval van AC intoxicatie zowel immuno stimulerende als immunosuppressieve effecten zoals een lymfocytose, neutropenie, verhoogde IL-12 activiteit en verminderde TNF-alfa activiteit beschreven (Belij et al., 2012; Fraser et al., 2018; Popov et al., 2013). Bijvoorbeeld: in lage dosissen inhibeert warfarine de IL-6 productie maar in hoge dosissen stimuleer het deze productie (Kater et al., 2002). Deze immunomodulatoire effecten zouden individuen blootgesteld aan AC vatbaarder kunnen maken voor infecties. Rode lynxen (*Lynx rufus*) die aan schurft leidden (*Notoedres cati*) waren allemaal blootgesteld aan AC (Riley et al., 2007) waarbij een associatie werd vastgesteld tussen de blootstelling aan minimum twee AC en een schurftinfectie (Serieys et al., 2015).

De mineraalstatus van een organisme hangt sterk samen met de gezondheidstoestand. Verstoringen in deze balans, bijvoorbeeld door tekorten aan essentiële sporenelementen of door intoxicatie met zware metalen, kunnen zowel direct als indirect de weerstand tegen ziekten beïnvloeden (Brazova et al., 2015). Hoewel proefdierstudies uitgebreid onderzoek hebben gedaan naar de rol van sporenelementen in immuniteit, is het aantal studies dat zich richt op wilde dieren beperkt. Het onderzoeken van de invloed van sporenelementen op de gezondheid van wilde populaties kan op drie niveaus plaatsvinden: veranderingen in morfologische kenmerken, zoals lichaamsgewicht en orgaangrootte (bijvoorbeeld van de milt), histopathologische afwijkingen in weefsels en organen, en immunologische merkers zoals hematologische parameters. Een aantal voorbeelden illustreren deze effecten in wilde dieren. Koolmezen (*Parus major*) in Vlaanderen hadden een significant hogere immunoresponsiviteit wanneer ze op grotere afstand van een industriële metaalsmelter leefden, in vergelijking met vogels uit gebieden dicht bij de smelter (Snoeijs et al., 2004). Bij huisspitsmuizen (*Crocidura russula*) in Spanje werden in gebieden met zware metalen vervuiling morfometrische, histologische en genotoxische afwijkingen vastgesteld (Sánchez-Chardi en Nadal, 2009). Poolhazen (*Lepus arcticus*) uit de omgeving van een verlaten mijn in Canada vertoonden subletale loodvergiftiging, wat geassocieerd werd met schade aan lever en nieren (Amuno et al., 2016). Ook in knaagdieren uit vervuilde gebieden in Polen werden histopathologische afwijkingen in lever en nieren gevonden (Damek-Poprawa en Sawicka-Kapusta, 2004). Vaak worden afwijkende concentraties sporenelementen gecorreleerd aan gezondheidsproblemen, zonder dat de causale mechanismen volledig begrepen zijn. Bij Europese wisenten (*Bison bonasus*) in Polen werden bijvoorbeeld verhoogde concentraties zink en selenium in verband gebracht met het aantal pathologische bevindingen tijdens autopsie. Hogere concentraties van deze elementen gingen gepaard met meer pathologische letsels (Klich et al., 2023). In Amerikaanse wapiti's (*Cervus canadensis*) bleek er een negatieve correlatie te zijn tussen seleniumconcentraties en *Treponema*-geassocieerde hoefziekte (Winter et al., 2022). Zeeotters (*Enhydra lutris nereis*) in Californië vertoonden hogere concentraties mangaan, zink en kobalt bij zieke individuen dan bij gezonde (Kannan et al., 2006). In Spanje hadden zieke gemzen (*Rupicapra pyrenaica*) hogere concentraties ijzer en zink dan gezonde dieren. De richting van deze associaties is vaak moeilijk te achterhalen zonder verder onderzoek. Het kan gaan om een combinatie van verhoogde blootstelling aan sporenelementen uit de omgeving en fysiologische reacties op acute of chronische infecties. Een voorbeeld is te vinden bij egels (*Erinaceus europaeus*), waar slechts één studie het verband tussen metalen en gezondheid heeft onderzocht. Jota Baptista et al. (2023) rapporteerden dat egels met biliaire hyperplasie

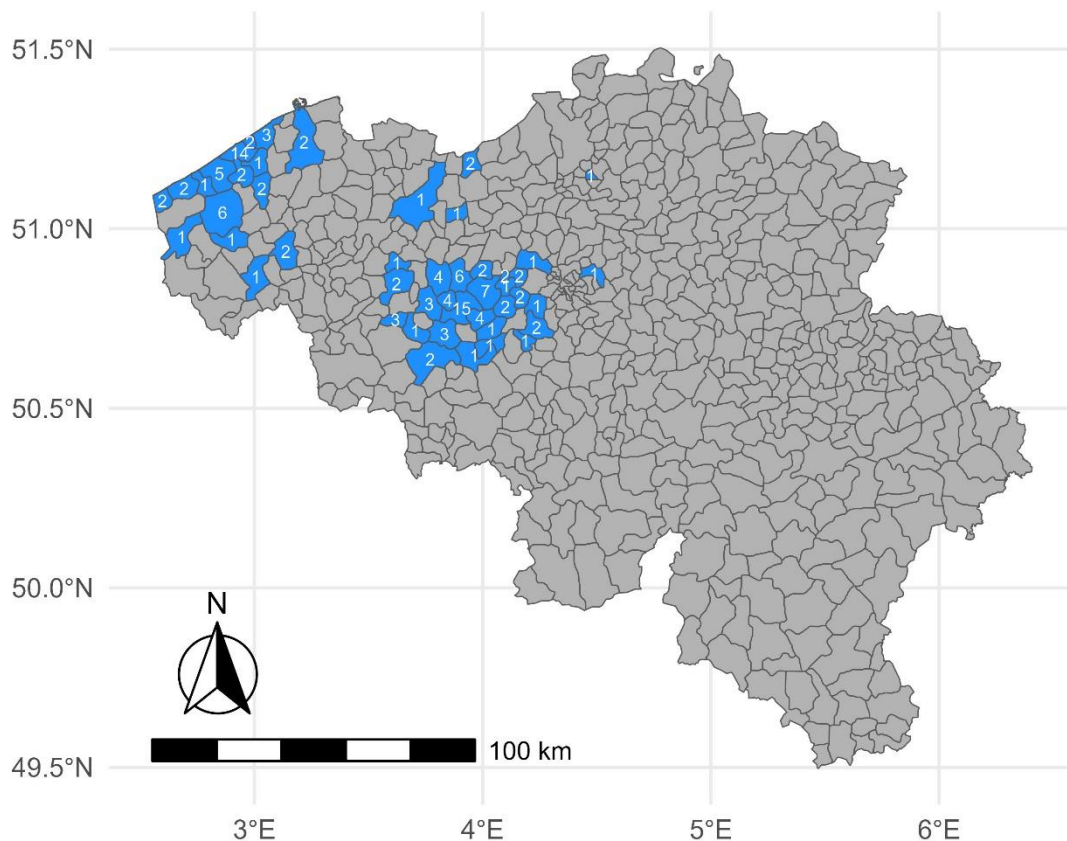
significant hogere concentraties koper en kobalt in hun lever hadden dan egels zonder deze aandoening.

2. Materiaal en Methode

2.1. Onderzoek naar de aanwezigheid van anticoagulantia en zware metalen bij egels

2.1.1. Staalname

Een autopsie werd uitgevoerd op 128 egels die gestorven zijn na opvang in VOC Geraardsbergen (n=79) en VOC Oostende (n=49). De egels waren afkomstig van 93 gemeenten (zie figuur 1). De levers werden verzameld voor toxicologische analyse. Bij egels met verdachte HDD-laesies werden ook huidswabs genomen voor bacteriologisch onderzoek.



Figuur 1: De gemeenten van herkomst van 128 gestorven egels waarvan de levers toxicologisch onderzocht zijn voor anticoagulantia en zware metalen.

2.1.2. Toxicologische analyse

De leverstalen werden getest op de aanwezigheid en concentraties van sporenelementen en zware metalen via inductief gekoppelde plasma massaspectrometrie (ICP-MS; GD

Diergezondheid, Nederland). Kwantitatieve analyses van AC werden uitgevoerd met ultraperformance vloeistofchromatografie gekoppeld aan tandemmassaspectrometrie (UPLC-MS/MS) door het Laboratorium voor Farmacologie & Toxicologie (UGent).

2.1.3. Bacteriologische analyse

De isolatie van *C. ulcerans* werd uitgevoerd na staal met steriele wattenstaafjes (155C, COPAN, Italië) van huidlaesies, conform de methode beschreven door Martel et al. (2020). Identificatie van de bacteriën vond plaats met matrix-assisted laser desorption/ionization time-of-flight mass spectrometry (MALDI-TOF MS). Egels met één of meer *C. ulcerans*-geïnfecteerde letsels werden als HDD-positief geclassificeerd.

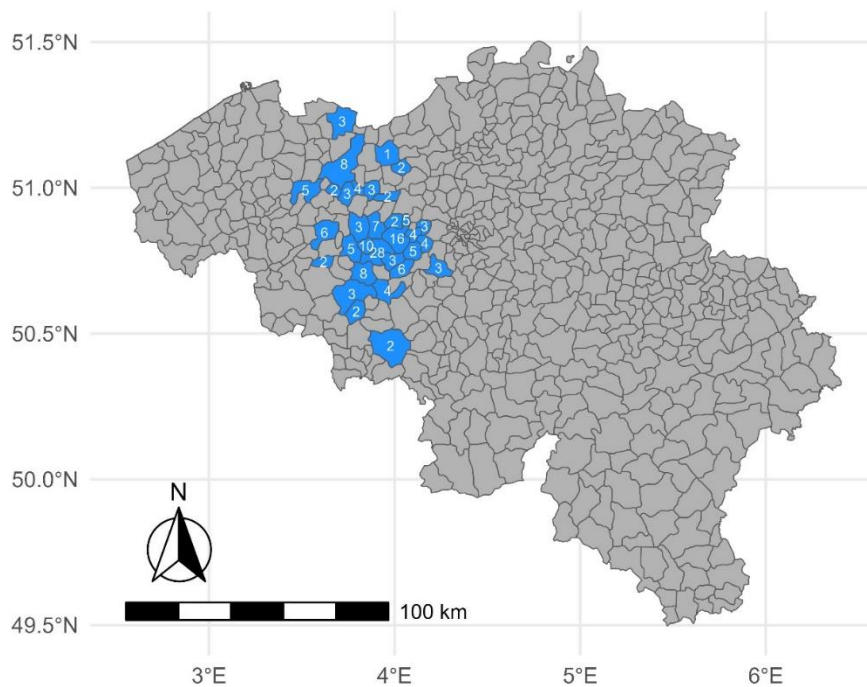
2.1.4. Statistische analyse

Alle statistische analyses werden uitgevoerd in R (v.4.3.2) (R core team, 2023). Om associaties te testen tussen het voorkomen van *C. ulcerans* (respons variabele) en contaminanten (anticoagulantia en sporenelementen als verklarende variabele), werden logistische regressies gebruikt. In de modellen werd locatie als verklarende factor ingesloten om rekening te houden met de 'niet-onafhankelijkheid' van de egels binnen dezelfde VOC. Achteraf werden de p-waarden gecorrigeerd voor meervoudig testen door gebruik te maken van false discovery rate (fdr). Om te kijken naar de associaties tussen sporenelementen (respons variabele) en leeftijd (verklarende variabele), hebben we lineaire regressies gebruikt. De assumpties van normaliteit lineariteit en homoscedasticiteit werden respectievelijk gecheckt door QQ-plots, residual-fitted plot en scaled location plots te bekijken. Doordat de residuals niet normaal verdeeld waren, hebben we de concentraties van de contaminanten log getransformeerd en voor consistente analyses hebben we deze getransformeerde data voor de volledige analyse gebruikt.

2.2. Bepaling van het dieet van egels via metabarcoding van meststalen

2.2.1. Staalname

In VOC Geraardsbergen werden 193 meststalen verzameld van egels die binnengebracht werden (zie Figuur 2). De mest werd onmiddellijk na aankomst verzameld vooraleer de dieren gevoederd werden in het VOC. De stalen werden bewaard bij -20°C.



Figuur 2: De gemeenten van herkomst van meststalen van 193 egels waarvan messtalen werden onderzocht via metabarcoding.

2.2.2. Metabarcoding

Voor DNA-extractie werd gebruik gemaakt van de Qiaamp fast DNA-mini stool kit. De ‘library prep’ werd uitgevoerd zoals beschreven door Geans, 2021. De ‘libraries’ werden gepurifieerd met CLEANNGS beads. Sequencing werd uitgevoerd via een Illumina MiSeq v3 platform, 300bp ‘paired-end sequencing’, Macrogen.

2.2.3. Data en data-analyse

De sequentie reads werden met behulp van QIIME2 getrimd tot 220bp (maximale error rates:4). Taxonomie werd toegekend met een 90% betrouwbaarheidsinterval met behulp van BOLD (barcode of life data systems), getraind op macroinvertebraten. Taxonomie op species niveau werd toegekend bij > 97% betrouwbaarheid, op genus niveau bij een betrouwbaarheid tussen 95 en 97% en op familieniveau bij een betrouwbaarheid tussen 90 en 95%. De Global Biodiversity Information Facility (www.gbif.org/) en IUCN (www.iucnredlist.org/) websites werden gebruikt om de geloofwaardigheid van de taxonomische identificaties te verifiëren. DNA-sequenties die afkomstig waren van contaminatie van het materiaal (human, kat, hond DNA) werden verwijderd uit de dataset. Stalen met een ‘library size’ onder 20.000 reads werden verwijderd uit de dataset (Deagle et al., 2018)

Het aantal reads per staal werd genormaliseerd tot 20.872 reads. Deze genormaliseerde dataset resulteerde in 589 taxa (molecular operational taxonomic units (MOTUs)) in 193 meststalen afkomstig van 59 gemeenten (Figuur 2).

3. Bespreking van de resultaten

3.1. Toxicologisch onderzoek

3.1.1. Anticoagulantia

De concentraties van de geteste AC per egel worden weergegeven in Annex 1. Geen enkel dier was vrij van AC. Het aantal AC bij hetzelfde dier varieerde van 3 tot 8. De proportie dieren met een bepaalde range van de totale (som van alle AC die in dat dier gevonden werden) AC concentratie is weergegeven in Tabel 2. Er is geen significante correlatie tussen de aanwezigheid van een bepaalde AC component of hoge concentratie van AC en de aanwezigheid van HDD.

Tabel 2: Percentage van egels waar rodenticiden binnen een bepaalde range van concentraties werden teruggevonden. Afkorting NG = nat gewicht

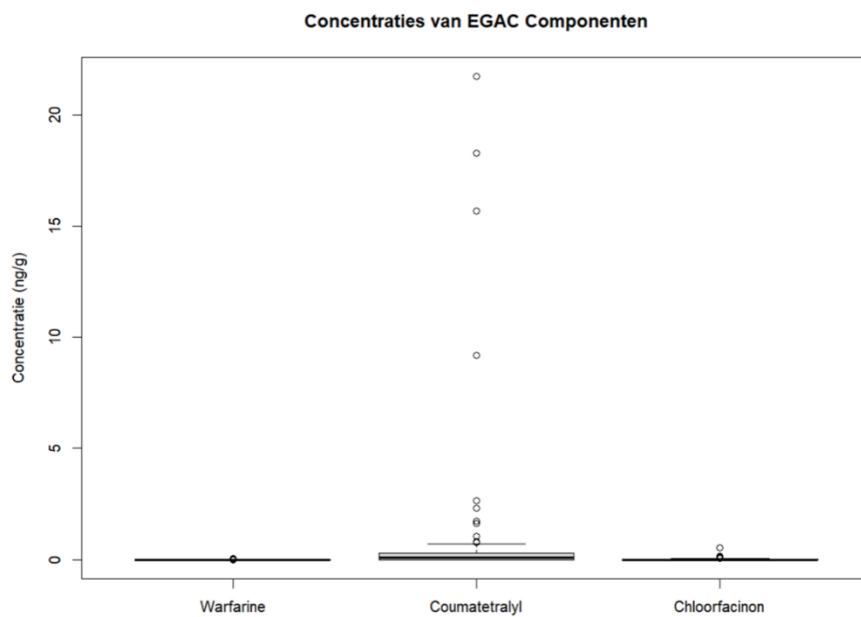
Totale concentratie AR/egel	Aantal egels
ng/g NG	%
0-1	5
1-10	36
10-200	27
200-1000	13
>1000	19

De AC-prevalentie in de levers van wilde egels die in deze studie is vastgesteld (100%) is hoger dan in Denemarken (84%; n=115; Rasmussen et al., 2024), Spanje (58%; n=48; Lopez-Perea et al., 2015) en het Verenigd Koninkrijk (67%; n=120; Dowding et al., 2010). Eerste en tweede generatie anticoagulantia waren aanwezig in respectievelijk 72% en 100% wilde egels in deze studie. De spreiding van de concentraties zijn weergegeven in Figuur 3 en 4.

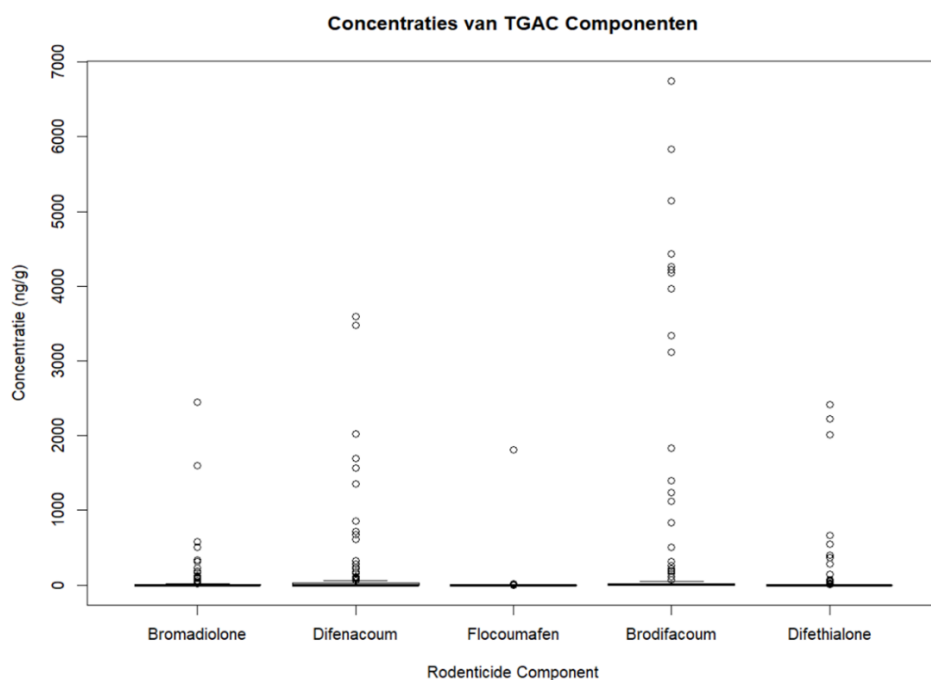
De meeste componenten die in deze studie zijn geanalyseerd (Tabel 3), zijn ook in minstens één van de bovengenoemde landen onderzocht, en er zijn geen extra componenten elders gerapporteerd die hier niet zijn onderzocht. Chloorfacinon kwam in geen van de andere onderzoeken voor, maar werd in onze studie gedetecteerd bij 33% van de dieren. De overige componenten kwamen aan een relatief hoge tot zeer hoge prevalentie voor, behalve warfarine (België = 3% versus VK = 8,3%). Deze detectiefrequenties zijn echter niet noodzakelijk direct

vergelijkbaar door verschillen in de gevoeligheid van de analysemethoden, inclusief detectielimieten. Als we echter kijken naar de gemiddelde gemeten concentraties (Tabel 3), registreerde onze studie steeds hogere gemiddelde waarden, behalve voor bromadiolone. Tijdens onze studie werd een maximale waarde van 6742 ng/g voor brodifacoum gemeten, een niveau dat in andere studies niet is waargenomen

Figuur 3: Leverconcentraties (ng/g nat gewicht) van EGAC van egels, met detecteerbare residuen, gekwantificeerd met Ultra-prestatie vloeistofchromatografie-tandemmassaspectrometrie (UPLC-MS/MS).



Figuur 4: Leverconcentraties (ng/g nat gewicht) van TGAC rodenticiden van egels, met detecteerbare residuen, gekwantificeerd met ultra-Prestatie vloeistofchromatografie-tandemmassaspectrometrie (UPLC-MS/MS).



Tabel 3: De prevalentie (%), gemiddelde concentratie residu, minimum en maximumwaarden teruggevonden in wilde egels in deze studie (België), VK (Dowding et al., 2010), Spanje (Lopez-Perea et al., 2015) en Denemarken (Rasmussen et al., 2024) voor drie EGAC (warfarine, coumatetralyl en chloorfacinon) en vijf TGAC (bromadiolone, difenacoum, brodifacoum, flocoumafen en difethialone). Een leeg vak betekent dat die component niet getest of gedetecteerd is.

Component		Deze studie (n=128)	Dowding et al., 2010 (n=120)	Rasmussen et al., 2024 (n=115)	Lopez-Perea et al., 2015 (n=48)
Warfarine	%	3	8,3		
	gemiddelde (ng/g)	0,02			
	min (ng/g)	0,00			
	max (ng/g)	0,004			
Coumatetralyl	%	72	14,2	39,1	
	gemiddelde (ng/g)	1,03		0,95	0,95
	min (ng/g)	0,02		0,07	
	max (ng/g)	21,72		23,68	
Chloorfacinon	%	33			
	gemiddelde (ng/g)	0,06			
	min (ng/g)	0,00			
	max (ng/g)	0,53			
Bromadiolone	%	98	19,2	79,1	27,1
	gemiddelde (ng/g)	58,9	590	118,3	78,8
	min (ng/g)	0,02		0,11	2
	max (ng/g)	2450		2832	1110

Difenacoum	%	100	47,5	27	25
	gemiddelde (ng/g)	151,4	100	0,5	8,3
	min (ng/g)	0,04		0,08	0,00
	max (ng/g)	3592		29,72	672
Brodifacoum	%	99	5	32,2	50
	gemiddelde (ng/g)	436,78	50	0,58	43,4
	min (ng/g)	0,09		0,10	3
	max (ng/g)	6742		18,58	1390
Flocoumafen	%	85	0,8		12,5
	gemiddelde (ng/g)	17,4			7,4
	min (ng/g)	0,00			1
	max (ng/g)	1807			29
Difethialone	%	67		27	4,2
	gemiddelde (ng/g)	111,23		0,62	23,8
	min (ng/g)	0,00		0,07	4
	max (ng/g)	2410		59,22	142

De diagnose van AC-intoxicatie bij wilde dieren wordt doorgaans gesteld op basis van postmortale bloedingen in combinatie met de detectie van AR-residuen in de lever (Berny et al., 1997; Murray, 2011). Echter, bloedingen kunnen afwezig zijn bij dieren met AC-intoxicatie (Sarabia et al., 2008; Rattner et al., 2010; Rattner et al., 2011). Om de diagnose te vergemakkelijken, hanteren wetenschappelijke studies vaak een drempelwaarde voor toxiciteit van 200 ng/g lever (Newton et al., 1999; Lopez-Perea et al., 2015; Dowding et al., 2010). In deze steekproef overschreed 32% van de egels deze drempel voor hun totale AC concentratie, wat kan wijzen op significante schadelijke effecten van rodenticiden. Ter vergelijking: in het Verenigd Koninkrijk en Spanje overschrijdt respectievelijk 11% en 23% van de egels deze drempelwaarde (Dowding et al., 2010; Lopez-Perea et al., 2015).

Het gebruik van een uniforme drempelwaarde komt echter met beperkingen. De waarde van 200 ng/g is gebaseerd op toxiciteitsgegevens bij kerkuilen (Newton et al., 1999), terwijl de gevoeligheid voor ACs aanzienlijk verschilt tussen vogels en zoogdieren (Erickson & Urban, 2004). Zo zijn zoogdieren gevoeliger voor bromadiolone (LD50: 0,49–25 mg/kg) dan vogels (LD50: 81–261 mg/kg) (EPA, 2004). Het is aannemelijk dat de drempelwaarde voor zoogdieren lager ligt dan 200 ng/g, wat suggereert dat de werkelijke prevalentie van schadelijke concentraties in deze steekproef hoger zou kunnen zijn dan de geschatte 32%.

Dowding (1999) suggereerde dat herhaalde blootstelling van katten aan lage doses brodifacoum zou kunnen leiden tot de ontwikkeling van tolerantie voor niveaus die anders dodelijk zouden zijn

bij inname van een enkele dosis. Deze suggestie kan verklaren dat egels met hoge leverconcentraties, die herhaaldelijk lage concentraties binnen kregen via het eten van gecontamineerde invertebraten, geen tekenen van bloeding vertonen op autopsie.

Naast acute intoxicatie speelt het subletale effect op lange termijn bij wilde dieren waarschijnlijk een rol. De residuen die we vonden in de lever van de wilde egels waren altijd een cocktail van verschillende AC, met minstens drie (tot acht) verschillende componenten. Hoewel het vermoeden bestaat dat AC dezelfde bindingsplaats in de lever hebben, kunnen deze verschillende componenten een versterkend effect hebben, mogelijk veroorzaakt door een verschillende affiniteit voor deze bindingsplaats (Parmar et al. 1987). Zo bleek dat na toediening van een kleine hoeveelheid warfarine (0,1 mg/kg), de bloedstolling meer verstoord was bij ratten die 25 dagen eerder brodifacoum hadden gekregen dan bij ratten in de controlegroep.

Niet-dodelijke effecten en indirecte sterfte veroorzaakt door AC's, zoals verhoogde vatbaarheid voor parasieten, ziekteverwekkers en andere stressoren, lethargie en verminderde ontsnapingsreacties, kunnen een aanzienlijke impact hebben op de populaties (Cox en Smith, 1992; Lemus et al., 2011; Serieys et al., 2015).

3.1.2. Zware metalen en sporenelementen

De concentraties van de geteste sporenelementen per egel worden weergegeven in Annex 2. De resultaten worden samengevat in Tabel 4. Literatuurgegevens zijn ter vergelijking samengevat in Tabel 5.

Tabel 4: Gemeten concentraties van zware metalen (onderlijnd) en sporenelementen in de lever van 128 egels in mg/kg droge stof.

	<u>arseen</u>	<u>cadmium</u>	<u>cobalt</u>	<u>ijzer</u>	<u>koper</u>	<u>lood</u>	<u>mangaan</u>	<u>molybdeen</u>	<u>selenium</u>	<u>vanadium</u>	<u>zink</u>
Gemiddelde	0,2	5,10	0,21	1331,43	50,94	1,69	10,90	7,265	4,03	0,29	576,32
Mediaan	0,2	3,65	0,24	1109	41	1,2	10,3	6,15	3,6	0,25	577,5
Standaarddeviatie	0,18	4,62	0,12	810,84	42,98	1,49	4,43	4,41	1,52	0,36	200,20
Min	0	0,7	0	165	19	0	4	2,5	1,5	0	170
Max	1,1	27,5	0,57	4343	398	9,3	29,4	27,1	12,3	2,1	1282

Tabel 5: Literatuurgegevens in verband met concentraties van zware metalen (onderlijnd) en sporenelementen in de lever van egels in mg/kg droge stof.

	<u>arseen</u>	<u>cadmium</u>	<u>cobalt</u>	<u>ijzer</u>	<u>koper</u>	<u>lood</u>	<u>mangaan</u>	<u>molybdeen</u>	<u>selenium</u>	<u>zink</u>
Garcia-Munoz et al., 2023	0,19 ± 0,29	1,53 ± 2,19				1,66 ± 3,14				239 ± 112

Jota Baptista et al., 2024	0,13 ± 0,14	0,95 ± 1,453	0,27 ± 0,28		35,66 ± 19,65	0,67 ± 1,117				
Valverde et al., 2024	0,7 ± 0,41	28,30 ± 0,19			145,13 ± 71,11	21,89 ± 19,90				872,43 ± 401,915
Rautio et al., 2010	0,45 ± 0,15	1,81 ± 1,52		1023,69 ± 499,87	18,53 ± 6,71	1,03 ± 0,76	6,33 ± 0,91	2,55 ± 114,83	2,40 ± 0,53	228,97 ± 130,76
Alleva et al., 2006		0,34 ± 0,224				0,79 ± 0,224				
D'Havé et al., 2006	0,69 ± 0,85	13,39 ± 20,27	0,40 ± 0,26	2339 ± 1830,24	64 ± 39,36	10,9 ± 12,46				371 ± 17,71
Hernandez et al., 1985		0,54				1,46				52,14

Koper

De gemiddelde koperconcentratie in de onderzochte egels bedraagt 50,95 mg/kg ds. Dit niveau is vergelijkbaar met eerdere metingen bij Vlaamse egels uit Antwerpen (64 mg/kg; D'Havé et al., 2006), maar ligt hoger dan bij Portugese (35,66 mg/kg; Jota Baptista et al., 2024) en Finse egels (18,53 mg/kg; Rautio et al., 2010), die afkomstig zijn uit relatief ongerepte regio's. Tegelijkertijd is deze concentratie lager dan die bij egels uit sterker vervuilde gebieden zoals de agglomeratie van Parijs (145,13 mg/kg; Valverde et al., 2024). In vergelijking met bosspitsmuizen uit de sterk vervuilde gebieden in de Oeral, is de gemeten koperwaarden in de onderzochte egels ongeveer twee keer zo hoog is (24,2 ± 55,84 mg/kg; Kovalchuk & Mikshevich, 2017), terwijl de standaarddeviaties vergelijkbaar zijn. Dit suggereert dat Vlaamse egels worden blootgesteld aan hogere koperconcentraties dan egels en andere insectivoren uit verscheidene habitats.

De hoge hepatische koperresiduen kunnen afkomstig zijn uit zowel natuurlijke als antropogene bronnen. De accumulatie van koper in invertebraten zoals slakken en regenwormen is beschreven (Berger en Dallinger, 1993; Draghici et al., 2019; Marinussen et al., 1997; Laskowski en Hopkin, 1996) maar ook afhankelijk van verschillende bodemkarakteristieken (type bodem, zuurtegraad) (Edwards et al., 1998; Ma et al., 1983). In landbouwgebied, waar koperhoudende pesticiden en fungiciden gebruikt worden, kunnen invertebraten en insectivoren zoals egels blootgesteld worden aan zeer hoge concentraties (Pelosi et al., 2024). Ook de metaalindustrie (productie van zink, lood en cadmium) en verstedelijking zijn verantwoordelijk voor koperverontreiniging in meer urbane gebieden (Clasen et al., 2021; Karimi et al., 2021; Merrington, 2018; Schoffer et al., 2020). Alhoewel een overmatige koperinname potentieel toxisch kan zijn voor egels, wordt klinische kopervergiftiging bij wilde dieren zelden gerapporteerd, mede dankzij efficiënte fysiologische mechanismen die zorgen voor de regulatie en neutralisatie van overmatige koperopname. Het ontbreken van universele drempelwaarden voor kopertoxiciteit bij terrestrische dieren bemoeilijkt echter een duidelijke interpretatie, aangezien fysiologische koperwaarden sterk kunnen variëren tussen diersoorten (Eisler, 1998). Bovendien wordt de opname en biobeschikbaarheid van koper verder beïnvloed door de

interactie met antagonistische sporenelementen zoals zink, molybdeen en cadmium (Bremner & Beattie, 1995). De absorptie van koper kan sterk verminderd worden door hoge zinkgehalten in het dieet (Vengust et al., 2015).

Ijzer

De gemiddelde ijzerconcentratie in de onderzochte egels bedraagt 1331,43 mg/kg ds. Bij Finse egels uit niet vervuilde gebieden en bij Vlaamse egels uit een sterk vervuilde regio werden respectievelijk gemiddelde concentraties van 1023,69 mg/kg (Rautio et al., 2010) en 2339 mg/kg (D'Havé et al., 2006). Ter vergelijking: de ijzerconcentraties in leverweefsel van andere insectivoren en kleine zoogdieren variëren respectievelijk tussen 700 en 3300 mg/kg ds en 100 tot 1080 mg/kg ds (Damek-Poprawa & Sawicka-Kapusta, 2003; Sanchez-Chardi et al., 2007, 2009; Marques et al., 2007). Deze brede variaties kunnen worden toegeschreven aan verschillen in metabolisme, voedingsgewoonten en omgevingsfactoren (Martiniakova et al., 2011). De gemeten ijzerwaarden in de onderzochte cohort egels lijken binnen de algemeen aanvaarde normaalwaarden te vallen voor dit essentiële sporenelement.

Mangaan

De gemiddelde mangaanconcentratie in de onderzochte egels bedraagt 10,99 mg/kg ds. De enige beschikbare waarde (6,33mg/kg) voor egels werd gerapporteerd in Finland (Rautio et al., 2010). Bij terrestrische wilde zoogdieren ligt de gemiddelde mangaanconcentratie in de lever doorgaans tussen de 6 en 16 mg/kg ds (Kalisinska et al., 2019). Een uitzondering vormen insectivoren zoals de Spaanse spitsmuizen (*Crocidura nicobarica*), waarvoor concentraties van gemiddeld 36 tot 38 mg/kg ds zijn vastgesteld in respectievelijk niet-vervuilde en vervuilde gebieden (Sanchez-Chardi et al., 2009). Hoewel sommige egels in deze cohort de bovengrens van 16 mg/kg overschrijden (met een maximum van 29,4 mg/kg), blijven de gemeten waarden aanzienlijk lager dan de gemiddelde concentraties beschreven bij spitsmuizen uit niet-vervuilde gebieden (36 mg/kg). Dit suggereert dat de mangaanconcentraties bij de onderzochte egels op een fysiologisch aanvaardbaar niveau aanwezig zijn. In jongere egels werden significant hogere concentraties mangaan gedetecteerd ($P < 0.01$).

Molybdeen

De gemiddelde molybdeenconcentratie in de onderzochte egels bedraagt 7,26 mg/kg ds. Deze waarde is hoger dan de waarde gerapporteerd voor Finse egels (2,55 mg/kg; Rautio et al., 2010). In Duitsland accumuleren spitsmuizen gemiddeld 1.4 tot 2.4 mg/kg ds in hun karkas, afhankelijk van de soort spitsmuis (Anke et al., 2007). In vergelijking met andere diersoorten in deze Duitse studie, accumuleren insectivoren duidelijk het meeste molybdeen net zoals veel andere sporenelementen. Het is plausibel dat de hogere concentraties te verklaren zijn door verhoogde

concentraties in de omgeving waarbij opname voornamelijk oraal gebeurt en in mindere mate respiratoir. De natuurlijke concentraties molybdeen worden in hoge mate aangevuld door antropogene bronnen zoals mijnbouw, staalproductie en industriële afvalverwerking (Kalisinska et al., 2019). In afwezigheid van referentiewaarden, is de betekenis van deze gemiddelde hepatische concentratie molybdeen moeilijk te interpreteren. Echter, bij herkauwers is het bekend dat de antagonistische interactie tussen molybdeen en koper kan leiden tot pathologisch kopertekort (Skibniewski et al., 2016; Handeland et al., 2017; Bremner en Beattie, 1995). De gemeten koperwaarden suggereren echter niet dat de molybdeenconcentraties in deze cohorte egels problematisch zijn.

Er werd een de significante positieve correlatie gevonden tussen hepatische molybdeenconcentraties en leeftijd ($P < 0.05$), waarbij oudere dieren hogere molybdeenwaarden vertonen. Dit ligt in lijn met bevindingen bij Finse egels, (Rautio et al., 2010), Spaanse spitsmuizen (Sanchez-Chardi et al., 2007) en andere diersoorten in Duitsland (Anke et al., 2007).

Selenium

De gemiddelde seleniumconcentratie in de onderzochte egels bedraagt 4,03 mg/kg ds. Bij Finse egels werd een gemiddelde waarde van 2,40 mg/kg gerapporteerd (Rautio et al., 2010). Het verschil tussen de fysiologische en toxische dosis selenium is klein, maar exacte drempelwaarden voor egels of andere insectivoren zijn niet bekend. Het effect van de waargenomen hepatische residuen is daarom onduidelijk.

Een voordelig effect van selenium is de de-activatie van zware metalen zoals cadmium en lood (Wlodarczyk et al., 1995), evenals van organische stoffen die vrijkomen bij infecties, verwondingen en stress (Rayman, 2000; Kalisinska et al., 2014). In Finland werd dergelijk beschermd effect gesuggereerd bij egels vanwege de positieve correlatie waargenomen tussen hepatische selenium- en cadmiumconcentraties (Rautio et al., 2010). In beide gevallen, steeg de hepatische concentratie ook met de leeftijd. In de huidige cohort werden dergelijke correlaties echter niet gevonden, noch tussen selenium en cadmium, noch tussen selenium en leeftijd.

Een overmaat aan selenium kan zowel in acute als chronische omstandigheden voor ziekteverschijnselen zorgen. In de acute vorm zijn vooral zenuwsymptomen aanwezig waarbij sterfte finaal optreedt door dyspneu en paralyse (Raisbeck, 2000; Kim en Mahan, 2001; Dodig en Cepelak, 2004) terwijl een langdurige overmatige orale opname van selenium resulteert in apathie, haarverandering en -verlies, hoefdeformatie en - necrose, stijfheid en anemie

(Raisbeck, 2000). In beide gevallen wordt dit vooral beschreven bij herkauwers en zijn er geen aanwijzingen dat egels in deze cohort dergelijke verschijnselen vertoonden.

Cadmium

De gemiddelde cadmiumconcentratie in de levers van de onderzochte egels bedraagt 5,11 mg/kg. Dit is aanzienlijk hoger dan de waarden die zijn gemeten bij egels in minder vervuilde regio's, zoals Italië (0,34 mg/kg; Alleva et al., 2006), Donaña in Spanje (0,54 mg/kg; Hernandez et al., 1985), Portugal (0,95 mg/kg; Jota Baptista et al., 2024), Galicië in Spanje (1,53 mg/kg; Garcia-Munoz et al., 2023) en Finland (1,81 mg/kg; Rautio et al., 2010). Tegelijkertijd liggen de gemeten concentraties lager dan die in ernstig vervuilde gebieden, zoals het Antwerpse havengebied (13,39 mg/kg; D'Havé et al., 2006) en de agglomeratie van Parijs (28,30 mg/kg; Valverde et al., 2024). In deze cohorte en ook in Antwerpen lijken de hoge gemiddelde concentraties beïnvloed door enkele uitschieters, zoals blijkt uit een standaarddeviatie van respectievelijk 4,61 en 20,27. In Parijs is de cadmiumopstapeling echter breed verspreid over de populatie, zoals blijkt uit een veel lagere standaarddeviatie van slechts 0,19. In Franse insectivoren uit sterk vervuilde regio's, zijn gemiddelde concentraties gemeld van 72 mg/kg en zelfs 163,2 mg/kg (Fritsch et al., 2010).

De hoge cadmiumopstapeling bij insectivoren wordt voornamelijk toegeschreven aan hun dieet. Invertebraten, en met name regenwormen, fungeren als bioaccumulators van cadmium. Deze wormen nemen cadmium op uit bodemmateriaal en planten of soms via opname door de huid, waarna ze het element doorgeven in de voedselketen (Al Sayegh Petkovsek et al., 2014; Roodbergen et al., 2008). Dit verklaart waarom insectivoren, zoals egels, doorgaans meer cadmium opstapelen dan herbivoren of carnivoren (Smith en Rongstad, 1982; Veltman et al., 2007). Het cadmium kan op zijn beurt zowel uit natuurlijke als antropogene bronnen afkomstig zijn. Bovendien speelt de leeftijd van dieren een belangrijke rol bij cadmiumaccumulatie. Omdat de biologische halfwaardetijd van cadmium zeer hoog is, bijvoorbeeld 1,2 jaar in muizenlevers (Matsubara-Khan, 1974), kan het element zich ophopen met toenemende leeftijd (Rogival et al., 2006; Mayack, 2012; Sanchez-Chardi et al., 2007; Hunter et al., 1989). Dit patroon is ook vastgesteld bij egels in eerdere studies uit Finland en Spanje (Rautio et al., 2010; Garcia-Munoz et al., 2023) en komt overeen met bevindingen in de huidige cohorte ($P < 0.05$).

Lood

De gemiddelde loodconcentratie in de onderzochte egels bedraagt 1,69 mg/kg, wat vergelijkbaar is met waarden gerapporteerd voor egels in Galicië, Spanje (1,66 mg/kg; Garcia-Munoz et al., 2023) en het Donaña-gebied (1,46 mg/kg; Hernandez et al., 1985). In niet-verontreinigde regio's,

zoals bepaalde delen van Italië, Portugal en Finland, zijn de loodwaarden in egels lager dan 1 mg/kg (Alleva et al., 2006; Jota Baptista et al., 2024; Rautio et al., 2010).

In sterk verontreinigde gebieden, zoals de Antwerpse haven en de agglomeratie van Parijs, zijn de loodresiduen in de lever aanzienlijk hoger, met respectievelijk gemiddelde concentraties van 10,9 mg/kg (D'Havé et al., 2006) en 21,89 mg/kg (Valverde et al., 2024). Deze hogere waarden worden beïnvloed door extreme uitschieters, wat blijkt uit de grote standaarddeviaties. In de huidige cohort is de standaarddeviatie echter slechts 1,5, wat erop wijst dat de loodaccumulatie in deze egels relatief laag en consistent verspreid is.

De gemeten loodconcentraties blijven onder de historische drempelwaarde van 5 mg/kg, waarboven loodintoxicatie bij kleine zoogdieren wordt verwacht (Ma, 1996). Shore en Douben (1994) suggereren zelfs hogere toxische drempels van 25 tot 30 mg/kg in de lever, wat aangeeft dat de huidige niveaus waarschijnlijk niet schadelijk zijn voor de onderzochte cohorte.

Vanadium

De gemiddelde vanadiumconcentratie in de onderzochte egels bedraagt 0,29 mg/kg. Hoewel er geen specifiek referentiemateriaal beschikbaar is om deze waarden direct te vergelijken met andere egels, lijken deze niveaus in lijn te liggen met normaal geachte concentraties bij andere landzoogdieren (Ścibior et al., 2021). Dit suggereert dat de gemeten waarden binnen een gebruikelijk bereik vallen.

Zink

De gemiddelde zinkconcentratie in de onderzochte cohorte egels bedraagt 576,32 mg/kg ds, wat aanzienlijk hoger is dan gerapporteerde waarden bij Spaanse egels uit Donana (52,14 mg/kg; Hernandez et al., 1985) en Galicië (239 mg/kg; Garcia-Munoz et al., 2023), Finse egels (228,97 mg/kg; Rautio et al., 2010) en Antwerpse egels (371 mg/kg; D'Havé et al., 2006). Opvallend is vooral dat deze waarden aanzienlijk hoger liggen dan die van egels uit het vervuilde havengebied van Antwerpen. Tegelijkertijd blijven de concentraties lager dan die van egels uit de sterk vervuilde regio rond Parijs, waar gemiddeld 872,43 mg/kg werd gerapporteerd (Valverde et al., 2024).

Bij spitsmuizen (*Crocidura russula*) in Spanje werden hepatische zinkconcentraties gemeten tussen 199,80 en 232,26 mg/kg ds in respectievelijk referentie- en vervuilde gebieden (Sanchez-Chardi en Nadal, 2007). Voor Europese mollen (*Talpa europaea*) in het urbane gebied rond Helsinki werd een mediaan hepatisch zinkgehalte van 127,1 mg/kg vastgesteld, waarbij de

concentratie significant afnam met toenemende afstand tot snelwegen (Pankakoski et al., 1993). In vergelijking met deze en andere kleine insectivoren wijzen onze resultaten op een opvallend hoge opstapeling van zink in de levers van de onderzochte egels. Bovendien overschrijdt 69% van de egels de drempelwaarde voor toxiciteit van 465 mg/kg zoals vastgesteld door Eisler (1993), met maxima reikend tot 1282 mg/kg. Bij jongere dieren worden in andere studies hogere hepatische zinkconcentraties gemeten dan bij oudere, wat kan worden verklaard door een verhoogde fysiologische behoefte aan dit essentiële element, gecombineerd met een verhoogde voedselinname en absorptie. Een negatieve correlatie tussen zinkconcentraties en leeftijd werd eerder waargenomen bij Spaanse (Garcia-Munoz et al., 2024) en Finse egels (Rautio et al., 2010), maar was afwezig in de huidige cohorte.

Een correlatie tussen zink en de aanwezigheid van HDD werd vastgesteld in de volledige dataset ($P < 0.001$), en binnen de subgroep van egels uit Geraardsbergen ($P < 0.01$). De hoge hepatische zinkniveaus in deze cohorte egels kunnen een weerspiegeling zijn van de sterke milieuverontreiniging in HDD-gebieden (VMM, 2013), waarbij pollutie een indirecte rol kan spelen in het ontstaan van deze ziekte. Echter, de zinkverontreiniging in Vlaanderen is geen recent fenomeen terwijl HDD dit wel is. Een causaal verband is, op basis van deze resultaten, moeilijk te leggen.

Het is eveneens mogelijk dat excessieve zinkconcentraties in de lever een gevolg zijn van HDD. Het is gekend dat ontsteking en infecties leiden tot een herverdeling van sporenelementen in de weefsels, met transfer van zink van het bloed naar de lever in chronische ziekteprocessen (Klasing, 1984). Een stijging van hepatisch zink werd bijvoorbeeld waargenomen bij ratten met artritis (Milanino et al., 1993), muizen met Cocksackievirus (Ilbäck et al., 2008) en muizen in sepsis (Wessels en Cousins, 2015). Ten laatste, zijn hoge zinkconcentraties in de lever ook mogelijk het gevolg van complexe interacties tussen verschillende sporenelementen.

Om de mechanismen achter deze correlatie beter te begrijpen is verder onderzoek vereist.

3.2 Dieet

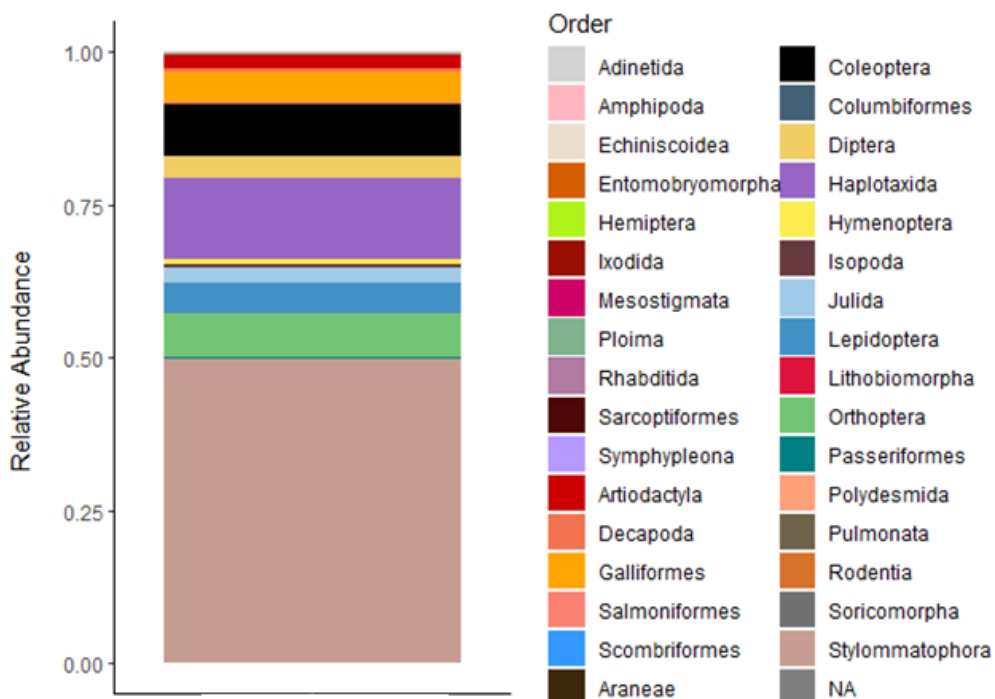
Er werden 685 MOTUs geïdentificeerd behorende tot 179 genera, in 124 families en 44 ordes (Figuur 5). De meest voorkomende orde in de egelmest is Stylommatophora (land- en longslakken). Deze orde vertegenwoordigt gemiddeld 50% of MOTUs (RRA) per meststaal. De tweede veel voorkomende orde is Haplotaxida (ringwormen), 25% van de MOTUs, gevolgd door

Coleoptera (kevers, 8%), Orthoptera (rechtvleugeligen, 7%) en Galliformes (hoendervogels, 5%, waarschijnlijk afkomstig van diervoeder) (Annex 3).

De Spaanse wegslak (*Arion vulgaris*) is de meest abundante soort aangetroffen in de egelmest (41% van de geïdentificeerde soorten). Daarnaast werd ook frequent het zuidelijk spitskopje (*Conocephalus fuscus*; 8% van de geïdentificeerde soorten), kip (*Gallus gallus*; 6%), de zuringuil (*Acronicta rumicis*; 5%), de gevlekte akkerslak (*Deroceras reticulatum*; 3%) en de miljoenpoot brede kronkel (*Cylindroiulus caeruleocinctus*, 3%) gedetecteerd (Annex 4).

Diervoeder/afval, voornamelijk onder de vorm van hoendervogels (Galliformes) of evenhoevigen (Artiodactyla) werd teruggevonden in de mest van 57 (30%) egels.

Figuur 5: Relatieve abundantie van de belangrijkste ordes in de mest van egels.



4. Aanbevelingen voor ziektebeheer en voor verder onderzoek

In de onderzochte egels werd een breed gamma aan anticoagulantia, en hoge waarden aan zware metalen en sporenelementen gevonden. Dit toont aan dat egels onder druk staan van verschillende soorten omgevingscontaminanten. De impact van omgevingscontaminanten op de gezondheid van egels dient verder onderzocht te worden.

Alle onderzochte egels testten positief voor AC. Geen enkele egel had minder dan drie AC componenten in de lever. De directe impact van deze AC op de gezondheid van de egels is niet duidelijk. Gezien het grote aantal componenten en de hoge cumulatieve concentraties (hoger dan gekende drempelwaarden) kan echter wel verondersteld worden dat dit negatieve gevolgen heeft op de algemene gezondheid van de egels. Hoe deze componenten bij de egels terechtkomen is onduidelijk, maar waarschijnlijk gebeurt dit indirect door de consumptie van bijvoorbeeld gecontamineerde slakken. Slakken worden aangetrokken tot rodenticiden (Williams, Cotter and Soulsbury, 2023) en op die manier kunnen anticoagulantia die niet direct toegankelijk zijn voor de egels (vb in kunststof dozen) toch in de egels terecht komen. De cijfers uit dit onderzoek stellen dan ook de huidige manier van het bestrijden van knaagdieren in vraag. Secundaire vergiftiging dient zoveel mogelijk vermeden te worden. Een bewustmakingscampagne om het brede publiek te informeren over correct gebruik en de mogelijke gevolgen van het gebruik van anticoagulantia is nodig.

Enkel in het geval van het essentieel element zink werd een correlatie met het voorkomen van HDD gevonden. De bron van zink en het mechanisme achter dit verband is onduidelijk. Een bijkomende studie is vereist om te achterhalen waar egels dergelijke hoge zinkconcentraties vandaan halen (omgeving, dieet, ...) en hoe deze het individu mogelijks vatbaarder maken voor HDD.

5. Literatuurlijst

Acevedo-Whitehouse, K., & Duffus, A. L. (2009). Effects of environmental change on wildlife health. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1534), 3429–3438. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0128>

Adesina, K. E., Espejo, W., Celis, J. E., Sandoval, M., & Specht, A. J. (2024). The first report of metals and metalloids on bone and claw tissues of Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*). *Austral Journal of Veterinary Sciences*, 56(3), 135–140. <https://doi.org/10.4206/ajvs.563.03>

Alabau, E., Mentaberre, G., Camarero, P. R., Castillo-Contreras, R., Sánchez-Barbudo, I. S., Conejero, C., Fernández-Bocharán, M. S., López-Olvera, J. R., & Mateo, R. (2020). Accumulation of diastereomers of anticoagulant rodenticides in wild boar from suburban areas: Implications for human consumers. *Science of The Total Environment*, 738, 139828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139828>

Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019(1), 6730305. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>

Alleva, E., Francia, N., Pandolfi, M., De Marinis, A. M., Chiarotti, F., & Santucci, D. (2006). Organochlorine and heavy-metal contaminants in wild mammals and birds of Urbino-Pesaro Province, Italy: An analytic overview for potential bioindicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51(1), 123–134. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0218-1>

Amuno, S., Niyogi, S., Amuno, M., & Attitaq, J. (2016). Heavy metal bioaccumulation and histopathological alterations in wild Arctic hares (*Lepus arcticus*) inhabiting a former lead-zinc mine in the Canadian high Arctic: A preliminary study. *Science of The Total Environment*, 556, 252–263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.007>

Baert, K., Van Den Berge, K., Jansen, I., Gouwy, J., Croubels, S., & Casaer, J. (2015). Secundaire intoxicatie bij het gebruik van rodenticiden - Analyse van leverresiduen bij bunzing en steenmarter. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2015* (INBO.R.2015.9435187). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Bahamonde, P., Espejo, W., Celis, J., Montes, I.-Y., & Barra, R. O. (2023). A global-level assessment of gulls (*Larus spp.*) as bioindicators of trace elements in coastal ecosystems. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 51(2), 195–209. <https://doi.org/10.3856/vol51-issue2-fulltext-2977>

Berger, A., Barthel, L. M. F., Rast, W., Hofer, H., & Gras, P. (2020). Urban hedgehog behavioural responses to temporary habitat disturbance versus permanent fragmentation. *Animals*, 10(11), 2109. <https://doi.org/10.3390/ani10112109>

Berger, B., & Dallinger, R. (1993). Terrestrial snails as quantitative indicators of environmental metal pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 25(1), 65–84. <https://doi.org/10.1007/BF00549793>

Berny, P. J., Buronfosse, T., Buronfosse, F., Lamarque, F., & Lorgue, G. (1997). Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by

bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere*, 35(8), 1817–1829. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00242-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00242-7)

Brázová, T., Hanzelová, V., Miklisová, D., Šalamún, P., & Vidal-Martínez, V. M. (2015). Host-parasite relationships as determinants of heavy metal concentrations in perch (*Perca fluviatilis*) and its intestinal parasite infection. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 551–556. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.032>

Brousseau, P., Pillet, S., Frouin-Mouy, H., Auffret, M., Gagné, F., & Fournier, M. (2012). Linking immunotoxicity and ecotoxicological effects at higher biological levels. In M. Fournier et al. (Eds.), *Ecotoxicology and Genotoxicology* (pp. 143–162). CRC Press.

Buckley, J. Y., Murray, M. H., De La Sancha, N. U., Fidino, M., Byers, K. A., Fyffe, R., & Magle, S. (2024). Widespread exposure to anticoagulant rodenticides among common urban mesopredators in Chicago. *Science of The Total Environment*, 952, 175883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175883>

Cerkvenik-Flajs, V., Schenke, D., Žele-Vengušt, D., Korenjak-Černe, S., Perpar, A., & Vengušt, G. (2024). Exposure assessment of anticoagulant rodenticides in the liver of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Slovenia. *Science of The Total Environment*, 918, 170400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170400>

Christensen, T. K., Lassen, P., & Elmeros, M. (2012). High exposure rates of anticoagulant rodenticides in predatory bird species in intensively managed landscapes in Denmark. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(3), 437–444. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9771-6>

Clasen, B., Ferreira, T., Santana, N. A., Portela, V. O., Loro, V. L., Murussi, C. R., de Lima, D. M., & Antonioli, Z. I. (2021). *Eisenia andrei* behavioral and antioxidative responses to excess of copper in the soil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(65)

Cox, P., & Smith, R. (1992). Rodenticide ecotoxicology: Pre-lethal effects of anticoagulants on rat behaviour. In *Proceedings of the Fifteenth Vertebrate Pest Conference* (pp. 165–170). University of California, Davis.

Damek-Poprawa, M., & Sawicka-Kapusta, K. (2003). Damage to the liver, kidney, and testis with reference to burden of heavy metals in yellow-necked mice from areas around steelworks and zinc smelters in Poland. *Toxicology*, 186(1–2), 1–10. [https://doi.org/10.1016/s0300-483x\(02\)00595-4](https://doi.org/10.1016/s0300-483x(02)00595-4)

Damek-Poprawa, M., & Sawicka-Kapusta, K. (2004). Histopathological changes in the liver, kidneys, and testes of bank voles environmentally exposed to heavy metal emissions from the steelworks and zinc smelter in Poland. *Environmental Research*, 96(1), 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.02.003>

Demesko, J., Markowski, J., Słaba, M., Hejduk, J., & Minias, P. (2018). Age-related patterns in trace element content vary between bone and teeth of the European roe deer (*Capreolus capreolus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(2), 330–338. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0470-1>

Dennis, G. C., & Gartrell, B. D. (2015). Nontarget mortality of New Zealand lesser short-tailed bats (*Mystacina tuberculata*) caused by diphacinone. *Journal of Wildlife Diseases*, 51(1), 177–186. <https://doi.org/10.7589/2013-07-160>

- D'Havé, H., Scheirs, J., Covaci, A., Schepens, P., Verhagen, R., & De Coen, W. (2006).** Nondestructive pollution exposure assessment in the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*): III. Hair as an indicator of endogenous organochlorine compound concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1), 158–167. <https://doi.org/10.1897/05-208R.1>
- Dickman, C. R. (1988).** Age-related dietary change in the European hedgehog, *Erinaceus europaeus*. *Journal of Zoology*, 215(1), 1–14.
- Dowding, J., Murphy, E., & Veitch, C. (1999).** Brodifacoum residues in target and non-target species following an aerial poisoning operation on Motuihe Island, Hauraki Gulf, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 23, 207–214.
- Dowding, C. V., Shore, R. F., Worgan, A., Baker, P. J., & Harris, S. (2010).** Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Environmental Pollution*, 158(1), 161–166. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.017>
- Eason, C. T., Murphy, E. C., Wright, G. R. G., & Spurr, E. B. (2002).** Assessment of risks of brodifacoum to non-target birds and mammals in New Zealand. *Ecotoxicology*, 11(1), 35–48. <https://doi.org/10.1023/a:1013793029831>
- Elmeros, M., Lassen, P., Bossi, R., & Topping, C. J. (2018).** Exposure of stone marten (*Martes foina*) and polecat (*Mustela putorius*) to anticoagulant rodenticides: Effects of regulatory restrictions of rodenticide use. *Science of The Total Environment*, 612, 1358–1364. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.034>
- Eisler, R. (1993).** Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review (No. 26). *US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service*.
- Eisler, R. (1998).** Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review (No. 33). *US Department of the Interior, US Geological Survey*.
- Erickson, W., & Urban, D. (2004).** Potential risk of nine rodenticides to birds and mammals: A comparative approach. *Washington DC, United States Environmental Protection Agency* (pp. 225).
- Fourel, I., Sage, M., Benoit, E., & Lattard, V. (2018).** Liver and fecal samples suggest differential exposure of red fox (*Vulpes vulpes*) to trans- and cis-bromadiolone in areas from France treated with plant protection products. *Science of The Total Environment*, 622-623, 924-929. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.053>
- Fournier-Chambrillon, C., Berny, P. J., Coiffier, O., Barbedienne, P., Dassé, B., Delas, G., Galineau, H., Mazet, A., Pouzenc, P., Rosoux, R., & Fournier, P. (2004).** Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for conservation of European mink (*Mustela lutreola*). *Journal of Wildlife Diseases*, 40(4), 688-695. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-40.4.688>
- Fritsch, C., Cosson, R. P., Cœurdassier, M., Raoul, F., Giraudoux, P., Crini, N., de Vaufléury, A., & Scheifler, R. (2010).** Responses of wild small mammals to a pollution gradient: Host factors influence metal and metallothionein levels. *Environmental Pollution*, 158(3), 827–840. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.09.027>

Gabriel, M. W., Woods, L. W., Poppenga, R., Sweitzer, R. A., Thompson, C., Matthews, S. M., Higley, J. M., Keller, S. M., Purcell, K., Barrett, R. H., Wengert, G. M., Sacks, B. N., & Clifford, D. L. (2012). Anticoagulant Rodenticides on our Public and Community Lands: Spatial Distribution of Exposure and Poisoning of a Rare Forest Carnivore. *PLOS ONE*, 7(7), e40163. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040163>

García-Muñoz, J., Cacciola, N. A., Plazzi, F., Prado Míguez-Santiyán, M., Rodríguez, F. S., López-Beceiro, A., Fidalgo, L. E., Martínez-Morcillo, S., & Pérez-López, M. (2023). Metal and metalloid concentrations in wild mammals from SW Europe: European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) and badger (*Meles meles*). *Environmental Science and Pollution Research*, 30(56), 118855–118870. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30615-4>

Gazzard, A., Yarnell, R. W., & Baker, P. J. (2022). Fine-scale habitat selection of a small mammalian urban adapter: The West European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Mammalian Biology*, 102, 387–403. <https://doi.org/10.1007/s42991-022-00251-5>

Gómez, G., Baos, R., Gómara, B., Jiménez, B., Benito, V., Montoro, R., Hiraldo, F., & González, M. J. (2004). Influence of a mine tailing accident near Doñana National Park (Spain) on heavy metals and arsenic accumulation in 14 species of waterfowl (1998 to 2000). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(4), 521–529. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-0189-z>

Hunter, B. A., Johnson, M. S., & Thompson, D. J. (1989). Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. IV. Tissue distribution and age accumulation in small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 26(1), 89–99.

IUCN. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species*. International Union for Conservation of Nature. Retrieved 2024], from <https://www.iucnredlist.org>

Jones, C., & Norbury, G. (2011). Feeding selectivity of introduced hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in a dryland habitat, South Island, New Zealand. *Acta Theriologica*, 56(1), 45–51. <https://doi.org/10.1007/s13364-010-0005-1>

Jota Baptista, C., Seixas, F., Gonzalo-Orden, J. M., Patinha, C., Pato, P., Ferreira da Silva, E., Casero, M., Brazio, E., Brandão, R., Costa, D., Mateus, T. L., Coelho, A. C., & Oliveira, P. A. (2024). The first full study of heavy metal(loid)s in western-European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) from Portugal. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(8), 11983–11994. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-31877-2>

Kabata-Pendias, A., & Szteke, B. (2015). Trace elements in abiotic and biotic environments (1st ed.). *CRC Press*. <https://doi.org/10.1201/b18198>

Kalisińska, E. (Ed.). (2019). Mammals and birds as bioindicators of trace element contaminations in terrestrial environments: An ecotoxicological assessment of the northern hemisphere. *Springer International Publishing*. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-00121-6>

Kalisinska, E., Gorecki, J., Okonska, A., Pilarczyk, B., Tomza-Marciniak, A., Budis, H., Lanocha, N., Kosik-Bogacka, D. I., Kavetska, K. M., Macherzynski, M., & Golas, J. M. (2014). Mercury and selenium in the muscle of piscivorous common mergansers (*Mergus merganser*) from a selenium-deficient European country. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 101, 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.12.019>

- Kanstrup, N., Chriél, M., Dietz, R., Søndergaard, J., Balsby, T. J. S., & Sonne, C. (2019).** Lead and other trace elements in Danish birds of prey. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 77(3), 359–367. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00646-5>
- Kannan, K., Agusa, T., Perrotta, E., Thomas, N. J., & Tanabe, S. (2006).** Comparison of trace element concentrations in livers of diseased, emaciated and non-diseased southern sea otters from the California coast. *Chemosphere*, 65(11), 2160–2167. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.003>
- Klich, D., Łopucki, R., Kaczor, S., Zwolak, I., Didkowska, A., Wiącek, D., Bielecki, W., Perzanowski, K., Wojciechowska, M., & Olech, W. (2023).** Comorbidities and concentration of trace elements in livers of European bison from Bieszczady Mountains (Poland). *Scientific Reports*, 13(1), 4332. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31245-z>
- Kovalchuk, L. A., & Mikshevich, N. V. (2017).** Accumulation of heavy metals by small mammals in the background and polluted territories of the Urals. *Vestnik Zoologii*, 51(4), 325–334.
- Laskowski, R., & Hopkin, S. P. (1996).** Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd in the garden snail (*Helix aspersa*): Implications for predators. *Environmental Pollution*, 91(3), 289–297.
- Lemus, J. A., Bravo, C., García-Montijano, M., Palacín, C., Ponce, C., Magaña, M., & Alonso, J. C. (2011).** Side effects of rodent control on non-target species: Rodenticides increase parasite and pathogen burden in great bustards. *Science of The Total Environment*, 409(22), 4729–4734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.007>
- Lohr, M. T., Lohr, C. A., Dunlop, J., Snape, M., Pulsford, S., Webb, E., & Davis, R. A. (2025).** Widespread detection of second generation anticoagulant rodenticides in Australian native marsupial carnivores. *Science of The Total Environment*, 967, 178832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178832>
- López-Perea, J. J., Camarero, P. R., Molina-López, R. A., Parpal, L., Obón, E., Solá, J., & Mateo, R. (2015).** Interspecific and geographical differences in anticoagulant rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain. *Science of The Total Environment*, 511, 259–267. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.042>
- Ma, W. (1996).** Lead in mammals. In W. N. Beyer, G. H. Heinz, & A. W. Redmon-Norwood (Eds.), *Environmental Contaminants in Wildlife* (pp. 281–297). CRC Press.
- Ma, W., Edelman, T., Beersum, I. & Jans, T. (1983).** Uptake of cadmium, zinc, lead, and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: Influence of soil pH and organic matter. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 30(1), 424–427.
- Marinussen, M. P., van der Zee, S. E., & de Haan, F. A. (1997).** Cu accumulation in the earthworm *Dendrobaena veneta* in a heavy metal (Cu, Pb, Zn) contaminated site compared to Cu accumulation in laboratory experiments. *Environmental Pollution*, 96(2), 227–233.
- Martiniaková, M., Omelka, R., Jančová, A., Stawarz, R., & Formicki, G. (2011).** Concentrations of selected heavy metals in bones and femoral bone structure of bank (*Myodes glareolus*) and common (*Microtus arvalis*) voles from different polluted biotopes in Slovakia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(3), 524–532. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9545-y>

- Markov, G., & Ahmed, A., (2019).** Heavy metal residues in internal organs of roe deer (*Capreolus capreolus*) as a bioindicator of forest environmental contamination in West Stara Planina (West Bulgaria). *Annual of Sofia University "St. Kliment Ohridski" Faculty of Biology Book*, 4(104), 308–314.
- McDonald, R. A., Harris, S., Turnbull, G., Brown, P., & Fletcher, M. (1998).** Anticoagulant rodenticides in stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in England. *Environmental Pollution*, 103(1), 17–23. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00141-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00141-9)
- McGee, C. F., McGilloway, D. A., & Buckle, A. P. (2020).** Anticoagulant rodenticides and resistance development in rodent pest species – A comprehensive review. *Journal of Stored Products Research*, 88, 101688. <https://doi.org/10.1016/j.jspr.2020.101688>
- McMillin, S. C., Hosea, R. C., Finlayson, B. F., Cypher, B. L., & Mekebri, A. (2008).** Anticoagulant Rodenticide Exposure in an Urban Population of the San Joaquin Kit Fox. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 23(23). <https://doi.org/10.5070/V423110369>
- Merrington, G. (2018).** The good, the bad and the ugly: Copper and arsenic in soils. In *Soil Health: The Foundation of Sustainable Agriculture*; Wollongbar Agricultural Institute: Wollongbar, Australia.
- Montgomery, G. A., Dunn, R. R., Fox, R., Jongejans, E., Leather, S. R., Saunders, M. E., Shortall, C.R., Tingley, M.W. & Wagner, D. L. (2020).** Is the insect apocalypse upon us? How to find out. *Biological Conservation*, 241, 108327. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108327>
- Murphy, E. C., Clapperton, B. K., Bradfield, P. M. F., & Speed, H. J. (1998).** Brodifacoum residues in target and non-target animals following large-scale poison operations in New Zealand podocarp-hardwood forests. *New Zealand Journal of Zoology*, 25(4), 307-314. <https://doi.org/10.1080/03014223.1998.9518160>
- Morris, P. A. (1985).** The effects of supplementary feeding on movements of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Mammal Review*, 15(1), 23–32. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1985.tb00387.x>
- Murray, M. (2011).** Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in four species of birds of prey presented to a wildlife clinic in Massachusetts, 2006–2010. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 42(1), 88–97. <https://doi.org/10.1638/2010-0188.1>
- Musto, C., Cerri, J., Capizzi, D., Fontana, M. C., Rubini, S., Merialdi, G., Berzi, D., Ciuti, F., Santi, A., Rossi, A., Barsi, F., Gelmini, L., Fiorentini, L., Pupillo, G., Torreggiani, C., Bianchi, A., Gazzola, A., Prati, P., Sala, G., ... Garbarino, C. (2024).** First evidence of widespread positivity to anticoagulant rodenticides in grey wolves (*Canis lupus*). *Science of The Total Environment*, 915, 169990. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169990>
- Pankakoski, E., Hyvärinen, H., Jalkanen, M., & Koivisto, I. (1993).** Accumulation of heavy metals in the mole in Finland. *Environmental Pollution*, 80(1), 9–16. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90003-7](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90003-7)
- Poessel, S. A., Breck, S. W., Fox, K. A., & Gese, E. M. (2015).** Anticoagulant Rodenticide Exposure and Toxicosis in Coyotes (*Canis latrans*) in the Denver Metropolitan Area. *Journal of Wildlife Diseases*, 51(1), 265-268. <https://doi.org/10.7589/2014-04-116>

R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Raisbeck, M. F. (2000). Selenosis. *The Veterinary Clinics of North America. Food Animal Practice*, 16(3), 465–480. [https://doi.org/10.1016/s0749-0720\(15\)30081-5](https://doi.org/10.1016/s0749-0720(15)30081-5)

Rasmussen, S. L., Berg, T. B., Dabelsteen, T., & Jones, O. R. (2019). The ecology of suburban juvenile European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in Denmark. *Ecology and Evolution*, 9(23), 13174–13187. <https://doi.org/10.1002/ece3.5764>

Rasmussen, S. L., Roslev, P., Nielsen, J. L., Pertoldi, C., & Vorkamp, K. (2024). Pesticides in the population of European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in Denmark. *Frontiers in Veterinary Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fvets.2024.1436965>

Rautio, A., Kunnasranta, M., Valtonen, A., Ikonen, M., Hyvärinen, H., Holopainen, I. J., & Kukkonen, J. V. K. (2010). Sex, age, and tissue specific accumulation of eight metals, arsenic, and selenium in the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59(4), 642–651. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9503-8>

Rautio, A., Isomursu, M., Valtonen, A., Hiverlä-Koski, V., & Kunnasranta, M. (2016). Mortality, diseases, and diet of European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in an urban environment in Finland. *Mammal Research*, 61(2), 161–169.

Regnery, J., Rohner, S., Bachtin, J., Möhlenkamp, C., Zinke, O., Jacob, S., Wohlsein, P., Siebert, U., Reifferscheid, G., & Friesen, A. (2024). First evidence of widespread anticoagulant rodenticide exposure of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Germany. *Science of The Total Environment*, 907, 167938. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167938>

Riley, S. P. D., Bromley, C., Poppenga, R. H., Uzal, F. A., Whited, L., & Sauvajot, R. M. (2007). Anticoagulant exposure and notoedric mange in bobcats and mountain lions in urban Southern California. *The Journal of Wildlife Management*, 71(6), 1874–1884. <https://doi.org/10.2193/2005-615>

Rogival, D., Scheirs, J., De Coen, W., Verhagen, R., & Blust, R. (2006). Metal blood levels and hematological characteristics in wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.) along a metal pollution gradient. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1), 149–157.

Roodbergen, M., Klok, C., & van der Hout, A. (2008). Transfer of heavy metals in the food chain earthworm *Black-tailed Godwit* (*Limosa limosa*): Comparison of a polluted and a reference site in The Netherlands. *Science of the Total Environment*, 406(3), 407–412.

Ruiz-Suárez, N., Melero, Y., Giela, A., Henríquez-Hernández, L. A., Sharp, E., Boada, L. D., Taylor, M. J., Camacho, M., Lambin, X., Luzardo, O. P., & Hartley, G. (2016). Rate of exposure of a sentinel species, invasive American mink (*Neovison vison*) in Scotland, to anticoagulant rodenticides. *Science of The Total Environment*, 569-570, 1013-1021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.109>

Sainsbury, K. A., Shore, R. F., Schofield, H., Croose, E., Pereira, M. G., Sleep, D., Kitchener, A. C., Hantke, G., & McDonald, R. A. (2018). Long-term increase in secondary exposure to anticoagulant rodenticides in European polecats *Mustela putorius* in Great Britain. *Environmental Pollution*, 236, 689-698. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.004>

Sánchez-Barbudo, I. S., Camarero, P. R., & Mateo, R. (2012). Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Science of The Total Environment*, 420, 280–288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.028>

Sánchez-Chardi, A., Marques, C. C., Nadal, J., & da Luz Mathias, M. (2007). Metal bioaccumulation in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, inhabiting an abandoned pyrite mine site. *Chemosphere*, 67(1), 121–130. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.009>

Sánchez-Chardi, A., Ribeiro, C. A. O., & Nadal, J. (2009). Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected wetland of Doñana. *Chemosphere*, 76(3), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.036>

Sartorius, A., Johnson, M. F., Young, S., Bennett, M., Baiker, K., Edwards, P., & Yon, L. (2024). Trace metal accumulation through the environment and wildlife at two derelict lead mines in Wales. *Heliyon*, 10(14), e34265. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e34265>

Seljetun, K. O., Sandvik, M., Vindenes, V., Eliassen, E., Øiestad, E. L., Madslie, K., & Moe, L. (2020). Comparison of anticoagulant rodenticide concentrations in liver and feces from apparently healthy red foxes. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 32(4), 560–564. <https://doi.org/10.1177/1040638720927365>

Serieys, L. E. K., Armenta, T. C., Moriarty, J. G., Boydston, E. E., Lyren, L. M., Poppenga, R. H., Crooks, K. R., Wayne, R. K., & Riley, S. P. D. (2015). Anticoagulant rodenticides in urban bobcats: Exposure, risk factors and potential effects based on a 16-year study. *Ecotoxicology*, 24(4), 844–862. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1429-5>

Serieys, L. E. K., Lea, A. J., Epeldegui, M., Armenta, T. C., Moriarty, J., VandeWoude, S., Carver, S., Foley, J., Wayne, R. K., Riley, S. P. D., & Uittenbogaart, C. H. (2018). Urbanization and anticoagulant poisons promote immune dysfunction in bobcats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1871), 20172533. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2533>

Schoffer, J. T., Sauvé, S., Neaman, A., & Ginocchio, R. (2020). Role of leaf litter on the incorporation of copper-containing pesticides into soils under fruit production: A review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20(3), 990–1000. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00186-1>

Shore, R. F., & Douben, P. E. (1994). Predicting ecotoxicological impacts of environmental contaminants on terrestrial small mammals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews*, 49–89.

Shore, R. F., Birks, J. D. S., Afsar, A., Wienburg, C. L., & Kitchener, A. C. (2003). Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecats (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992–1999. *Environmental Pollution*, 122(2), 183–193. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00297-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00297-X)

Shore, R. F., Birks, J. D. S., Freestone, P., & Kitchener, A. C. (1996). Second-generation rodenticides and polecats (*Mustela putorius*) in Britain. *Environmental Pollution*, 91(3), 279–282. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00074-7](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00074-7)

Ścibior, A., Wnuk, E., & Gołębiowska, D. (2021). Wild animals in studies on vanadium bioaccumulation—Potential animal models of environmental vanadium contamination: A comprehensive overview with a Polish accent. *Science of The Total Environment*, 785, 147205. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147205>

Skibniewski, M., Skibniewska, E. M., Kośla, T., & Olbrych, K. (2016). The content of copper and molybdenum in the liver, kidneys, and skeletal muscles of elk (*Alces alces*) from North-Eastern Poland. *Biological Trace Element Research*, 169, 204–210.

Stone, W. B., Okoniewski, J. C., & Stedelin, J. R. (1999). Poisoning of wildlife with anticoagulant rodenticides in New York. *Journal of Wildlife Diseases*, 35(2), 187-193. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-35.2.187>

Stone, W. B., Okoniewski, J. C., & Stedelin, J. R. (2003). Anticoagulant Rodenticides and Raptors: Recent Findings from New York, 1998–2001. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(1), 0034-0040. <https://doi.org/10.1007/s00128-002-0152-0>

Smith, G. J., & Rongstad, O. J. (1982). Small mammal heavy metal concentrations from mined and control sites. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 28(2), 121–134.

Szapu, J. S., Cserkés, T., Pirger, Z., Kiss, C., & Lanszki, J. (2024). Exposure to anticoagulant rodenticides in steppe polecat (*Mustela eversmanii*) and European polecat (*Mustela putorius*) in central Europe. *Science of The Total Environment*, 948, 174282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174282>

VMM (2013). Zware metalen in het grondwater in Vlaanderen. *Vlaamse Milieumaatschappij*. Aalst.

Vengust, G., Svava, T., Gombac, M., & Zele, D. (2015). Enzootic ataxia associated with copper deficiency in a farmed red deer: A case report. *Veterinárni Medicína*, 60(9), 585–589.

Wardrop, D., & Keeling, D. (2008). The story of the discovery of heparin and warfarin. *British Journal of Haematology*, 141(6), 757–763. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2141.2008.07119.x>

Wroot, A. J. (1985). Foraging in the European hedgehog, *Erinaceus europaeus*. *Mammal Review*, 15(2), 2. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1985.tb00386.x>

Williams, E. J., Cotter, S. C., & Soulsbury, C. D. (2023). Consumption of rodenticide baits by invertebrates as a potential route into the diet of insectivores. *Animals: An Open Access Journal from MDPI*, 13(24), 3873. <https://doi.org/10.3390/ani13243873>

Winter, S. N., Fernandez, M. del P., Taylor, K. R., & Wild, M. A. (2022). Associations between hair trace mineral concentrations and the occurrence of treponeme-associated hoof disease in elk (*Cervus canadensis*). *BMC Veterinary Research*, 18(1), 446. <https://doi.org/10.1186/s12917-022-03547-3>

Włodarczyk, B., Biernacki, B., Minta, M., Kozaczynski, W., & Juskiewicz, T. (1995). Male golden hamster in male reproductive toxicology testing: Assessment of protective activity of selenium in acute cadmium intoxication. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54, 907–912.

Yalden, D. W. (1976). The food of the hedgehog in England. *Acta Theriologica*, 21(27), 401–424.

Annex 1. Gemeten concentraties van anticoagulantia in de lever van egels zonder HDD (groen) en met HDD (rood).

ND : niet detecteerbaar, ID OO: egel afkomstig uit VOC Oostende, ID GE : egel afkomstig uit VOC Geraardsbergen.

ID_hedgehog	warfarine	coumatetralyl	chloor-facinon	broma-diolone	difena-coum	flocou-mafen	brodi-facoum	dife-thialone	totale AC/individu	gemiddelde AC/individu
	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww
2024 OO 1	ND	0,699	0,064	1,248	5,006	3,871	9,986	0,214	21.088	3.012571
2024 OO 2	ND	0,63	0,006	23,924	0,719	0,185	0,549	0,71	26.723	3.817571
2024 OO 3	0	0,032	ND	0,246	0,18	0	0,99	0,191	1.639	0.234143
2024 OO 4	ND	0,411	ND	13,858	222,582	0,193	3,953	0,701	241.698	40.283
2024 OO 5	ND	0,073	ND	4,522	219,623	0	0,217	1,507	225.942	37.657
2024 OO 6	ND	0,128	ND	0	0,084	0	ND	0,579	0.791	0.1582
2024 OO 7	ND	0,048	0,044	12,53	55,152	0,187	5,64	8,065	81.666	11.66657
2024 OO 8	ND	0,021	ND	1,601	859,15	0,01	2,834	ND	863.616	172.7232
2024 OO 9	ND	2,331	ND	313,953	16,437	0,078	5,374	0,515	338.688	56.448
2024 OO 10	ND	0,365	0,055	0,584	0,287	0	1,336	0,121	2.748	0.392571
2024 OO 11	ND	18,289	ND	1,716	1,572353	12,676	9,254	142,636	1756.924	292.8207
2024 OO 12	ND	1,725	0,035	9,599	0,369	0,068	3,136	0,395	15.327	2.189571
2024 OO 13	ND	0,373	0,022	230,71	28,501	0,002	5,185	13,782	278.575	39.79643
2024 OO 14	ND	0,642	ND	0,981	8,168	0,154	1,394575	ND	1404.52	280.904
2024 OO 15	ND	0,328	0,074	2,593	4,643	12,655	502,622	ND	522.915	87.1525
2024 OO 16	ND	ND	ND	2,513	104,832	0,016	3966	ND	4073.365	1018.341
2024 OO 17	ND	1,64	0,025	4,212	4,732	0,074	15,768	48,584	75.035	10.71929
2024 OO 18	ND	ND	ND	13,741	3,591853	0,048	36,574	ND	3642.216	910.5541
2024 OO 19	ND	ND	ND	1,589	155,278	0,841	6,742565	5,646	6905.919	1381.184
2024 OO 20	ND	0,033	0,032	10,214	5,242	0,742	0,085	ND	16.348	2.724667
2024 OO 21	ND	0,215	ND	22,538	9,609	0,244	3,342	ND	35.948	7.1896
2024 OO 22	ND	ND	0	504,478	3,474843	ND	24,808	33,06	4037.189	807.4378
2024 OO 23	ND	ND	ND	0,344	1,355187	ND	265,049	ND	1620.58	540.1933
2024 OO 24	ND	0,258	ND	0,693	0,787	0	1,628	0,063	3.429	0.5715
2024 OO 25	ND	0,072	ND	0,541	1,741	ND	16,359	2,018023	2036.736	407.3472
2024 OO 26	ND	0,074	0,01	0,556	0,922	0	0,654	ND	2.216	0.369333
2024 OO 27	ND	0,149	ND	0,236	0,381	0	0,81	0,176	1.752	0.292
2024 OO 28	ND	0,039	0	93,729	1,18	0,075	5,24	25,892	126.155	18.02221
2024	ND	0,299	ND	0,822	0,463	0	1,244	ND	2.828	0.5656

OO 29										
2024 OO 30	ND	0,032	0,051	1,032	2,229	0,008	0,687	3,35	7.389	1.055571
2024 OO 31	ND	ND	ND	580,872	1,694182	0,035	9,487	ND	2284.576	571.1441
2024 OO 32	ND	0,036	ND	2,68	0,377	0,027	0,818	13,174	17.112	2.852058
2024 OO 33	ND	0,761	0	0,225	0,983	0,002	0,686	ND	2.657	0.442833
2024 OO 34	ND	0,277	0	125,225	616,251	0,011	22,782	0,697	765.243	109.3204
2024 OO 35	ND	0,032	0	3,096	172,822	0,139	1,046	ND	177.135	29.5225
2024 OO 36	0	0,767	0,032	1,851	7,795	0,009	1,239674	ND	1250.128	178.5897
2024 OO 38	ND	0,354	0,177	10,922	4,624	0,051	220,283	0,781	237.192	33.88457
2024 OO 39	ND	0,222	ND	188,157	4,093	0,014	161,013	ND	353.499	70.6998
2024 OO 40	ND	0,047	0,03	9,429	1,153	0,007	1,627	0,125	12.418	1.774
2024 OO 41	ND	21,724	0,004	0,344	0,22	0,008	2,29	0,138	24.728	3.532571
2024 OO42	ND	ND	ND	0,755	100,646	0,036	5146,57	667,397	5914.654	1478.663
2024 OO 43	ND	0,03	0,012	9,128	2,878	0,017	22,479	398,163	432.707	61.81529
2024 OO 44	ND	0,026	0	333,962	5,33	0	5,283	553,665	898.266	128.3237
2024 OO 45	ND	0,357	ND	0,257	0,112	0,001	0,381	ND	1.108	0.2216
2024 OO 46	ND	1,732	0,018	7,751	713,398	0,049	5,837	0,752	729.537	104.2196
2024 OO 47	ND	ND	0,006	5,844	64,519	1,409	1,117636	286,676	1476.09	246.015
2024 OO 48	ND	0,558	0,022	25,057	6,696	0	16,711	0,331	49.375	7.053571
2024 OO 49	ND	0,134	ND	2,450248	77,445	1,745	1,397651	63,139	3990.362	665.0603
2024 OO 50	ND	0,048	0,008	2,562	0,381	0	3,092	1,249	7.34	1.048571
2024 GE 1	ND	0.358	0.068	21.53953896	111.149	2.183	3.886	3.064	142.247	20.32108
2024 GE 2	ND	0.061	0.052	2.764717998	238.01	0.022	11.15	ND	252.060	42.00995
2024 GE 3	ND	0.071	0.032	0.037098258	0.169	0.011	0.858	ND	1.1781	0.19635
2024 GE 4	ND	ND	0.044	14.19847526	0.619	0.017	3.054	ND	17.932	3.586495
2024 GE 13	ND	0.233	0.074	0.3758388	1.597	0.1	3.348	0.088	5.816	0.830834
2024 GE 30	ND	0.207	0.038	0.115463607	0.076	0.015	0.314	ND	0.765	0.127577
2024 GE 45	ND	0.112	0.039	0.332864254	3.618	3.008	8.193	0.139	15.442	2.205981
2024 GE 48	ND	ND	0.049	2.160546434	0.198	0.099	3.306	0.28	6.092	1.015424
2024 GE 53	ND	0.063	0.041	1.060903628	5.953	1.354	0.344	3.69	12.506	1.786558
2024 GE 55	ND	0.206	0.012	0.514874097	1.057	0.104	16.296	0.569	18.759	2.679839
2024 GE 58	ND	0.294	0.136	1.670131022	4.113	0.206	3.06	0.46	9.940	1.419876
2024 GE 59	ND	ND	ND	0.360671313	47.728	0.023	117.775	26.46	192.347	38.46933
2024 GE 67	ND	0.037	ND	0.168549811	0.438	0.065	10.141	2.585	13.435	2.239092
2024 GE 68	ND	0.045	ND	0.117991521	0.068	0.015	0.351	0.003	0.600	0.099999

2024 GE 78	ND	ND	ND	1.922922471	9.102	1.962	3.447	0.062	16.496	3.299184
2024 GE 81	ND	0.125	ND	0.107879863	0.045	0.017	0.963	ND	1.258	0.251576
2024 GE 82	ND	ND	ND	3.947781983	2025.134	0.382	834.7	1.611	2865.775	573.155
2024 GE 83	ND	0.208	ND	0.259554733	1.095	0.083	2.459	ND	4.105	0.820911
2024 GE 85	ND	ND	ND	1.551319041	95.825	0.097436652	3343.926	ND	3441.4	860.3499
2024 GE 86	ND	0.361	0.088	65.01208454	88.59	0.191	9.661	0.1	164.003	23.42901
2024 GE 89	ND	0.172	ND	0.130631094	1.307	0.011	0.385	0.133	2.139	0.356439
2024 GE 95	ND	ND	ND	0.863726298	27.718	0.027	4175.418	ND	4204.027	1051.007
2024 GE 97	ND	ND	ND	0.057321573	0.092	0.01	2.402	ND	2.561	0.64033
2024 GE 98	ND	ND	ND	2.145378947	0.437	10.589	5.862	11.44	30.473	6.094676
2024 GE 103	0.001	0.265	0.022	111.889731	0.643	0.074	1.858	0.062	114.815	14.35184
2024 GE 108	0.009	0.123	0.067	0.777777205	15.85	1806.958	1.58	0.738	1826.103	228.2628
2024 GE 109	ND	ND	ND	1.033096569	2.299	1.755	190.162	1.283	196.532	39.30642
2024 GE 110	ND	ND	ND	0.021930771	0.036	0.115	1.087	ND	1.260	0.314983
2024 GE 113	0.014	0.329	0.02	0.717107257	0.241	1.551	2.114	0.21	5.196	0.649513
2024 GE 6	ND	0.093	0.051	0.10029612	0.357	0.022	3.438	0.739	4.800	0.685757
2024 GE 7	ND	0.665	0.017	1.7535522	9.408	0.888	314.01	0.426	327.168	46.73822
2024 GE 9	ND	0.569	0.024	0.747442231	0.343	ND	4.509	370.783	376.975	62.82924
2024 GE 10	ND	ND	ND	ND	0.049	ND	0.327	0.123	0.499	0.166333
2024 GE 11	ND	0.091	ND	0.403645859	0.536	ND	5.272	0.058	6.361	1.272129
2024 GE 12	ND	0.078	ND	0.535097413	0.477	ND	0.661	0.063	1.814	0.362819
2024 GE 14	ND	ND	ND	0.057321573	0.07	2.399	0.134	0.648	3.308	0.661664
2024 GE 15	0.043	9.174	ND	3.424503682	328.452	0.085	3.759	73.686	418.623	59.80336
2024 GE 17	ND	0.607	ND	0.029514514	0.113	0.017	0.53	ND	1.297	0.259303
2024 GE 18	ND	0.147	ND	2.008871564	0.43	0.073	1.49	0.085	4.234	0.705645
2024 GE 19	ND	ND	ND	4.769354194	676.737	0.13	1835.937	2221.328	4738.901	947.7803
2024 GE 20	ND	ND	ND	0.509818268	0.381	0.03	0.7	0.449	2.070	0.413964
2024 GE 21	ND	ND	0.16	1.705521825	0.826	0.037	1.047	0.89	4.666	0.777587
2024 GE 22	ND	ND	ND	0.259554733	0.249	0.174	1.305	0.062	2.0496	0.409911
2024 GE 23	ND	0.129	ND	3.098402712	3.834	4.63	1.087	ND	12.778	2.555681
2024 GE 24	ND	ND	ND	0.047209915	0.078	0.014	0.258	ND	0.397	0.099302
2024 GE 26	ND	ND	ND	7.21890334	0.492	0.113	1.717	ND	9.541	2.385226
2024 GE 28	ND	ND	0.021	0.67413271	0.241	0.014	0.365	ND	1.315	0.263027
2024 GE 29	ND	0.118	ND	0.310113023	0.22	0.017	0.651	0.128	1.444	0.240686
2024	ND	0.25	ND	0.459259978	0.086	0.03	0.428	ND	1.253	0.250652

GE 32										
2024 GE 33	ND	ND	ND	0.279778049	0.232	0.014	0.254	ND	0.780	0.194945
2024 GE 34	ND	2.651	ND	188.6827175	0.379	0.543	4.423	0.127	196.806	32.80095
2024 GE 36	ND	0.278	ND	0.570488216	47.693	0.101	4264.976	ND	4313.618	862.7237
2024 GE 38	ND	0.06	ND	0.130631094	0.192	0.599	2.372	ND	3.353	0.670726
2020 GE 42	ND	ND	ND	0.032042429	0.824	0.009	0.623	ND	1.488	0.372011
2024 GE 43	ND	0.526	0.532	0.320224681	1.209	1.066	35.36	0.101	39.114	5.587746
2024 GE 44	ND	0.129	ND	0.168549811	0.069	0.206	0.402	0.147	1.122	0.186925
2024 GE 50	ND	0.161	ND	0.145798581	0.142	0.083	0.919	0.048	1.499	0.2498
2024 GE 51	ND	0.143	ND	0.044682001	0.049	2.062	0.148	0.848	3.2947	0.549114
2024 GE 54	ND	0.054	ND	0.770193461	0.543	0.177	1.547	1.202	4.293	0.715532
2024 GE 56	ND	ND	0.038	0.656437309	0.126	0.022	0.671	0.055	1.568	0.261406
2024 GE 57	ND	0.521	ND	2.58018024	9.4	3.594	34.701	3.37	54.166	9.027697
2024 GE 60	ND	0.104	ND	1601.114495	1.335	0.763	21.073	2410.946	4035.335	672.5559
2024 GE 62	ND	0.128	ND	0.403645859	3.857	ND	0.28	0.405	5.074	1.014729
2024 GE 64	ND	0.275	ND	22.86922198	24.696	0.082	3111.3	ND	3159.222	631.8444
2024 GE 65	ND	0.228	ND	0.310113023	1.704	0.183	4.537	0.477	7.439	1.239852
2024 GE 66	ND	ND	ND	11.0309984	281.109	0.476	4215.395	ND	4508.011	1127.003
2024 GE 69	ND	0.13	ND	0.441564577	2.317	1.419	5.511	0.21	10.028	1.671427
2024 GE 70	ND	ND	ND	0.183717298	0.341	0.056281387	66.393	ND	66.974	16.7435
2024 GE 73	ND	ND	ND	13.01793919	22.591	0.159	5834.195	3.805	5873.768	1174.754
2024 GE 74	ND	ND	ND	0.368255056	33.251	0.048	4431.397	2.37	4467.434	893.4869
2024 GE 75	ND	0.138	ND	0.44914832	15.338	0.038	2.681	1.502	20.146	3.357691
2024 GE 79	ND	15.677	ND	161.7604281	4.491	1.233	19.916	ND	203.077	40.61549
2024 GE 80	ND	0.067	ND	2.243967612	0.285	0.137	10.249	ND	12.982	2.596394
2024 GE 84	ND	ND	ND	7.673927949	0.565	0.045	49.498	ND	57.782	14.44548
2024 GE 90	ND	1.051	ND	0.219108101	0.355	0.027	1.306	1.001	3.959	0.659851
2024 GE 91	ND	0.081	ND	37.58421226	37.992	7.05	2.191	ND	84.898	16.97964
2024 GE 92	ND	0.276	ND	0.911756673	4.502	0.917	3.534	15.154	25.295	4.215793
2024 GE 93	ND	0.804	ND	0.166021897	0.197	0.037	2.397	0.107	3.708	0.618004
2024 GE 94	ND	0.13	ND	4.501395257	0.495	0.081	5.817	0.067	11.091	1.848566

Annex 2: Gemeten concentraties van sporenelementen en zware metalen
(onderlijnd) in de lever van egels.

Egel nummer	<u>arsen</u>	<u>cadmium</u>	<u>cobalt</u>	<u>ijzer</u>	<u>koper</u>	<u>lood</u>	<u>mangaan</u>	<u>molybdeen</u>	<u>selenium</u>	<u>vanadium</u>	<u>zink</u>
	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
2024 OO 1	0,3	5,9	0,28	1083	38	1,4	8,7	9,2	3,4	0,3	711
2024 OO 2	0,3	6,4	0,29	1446	72	5,3	5,8	5	2,9	0,3	431
2024 OO 3	0,3	0,9	0	434	19	2,4	8,8	5,5	3,6	0	413
2024 OO 4	0,3	3,1	0,31	3431	20	4,6	9,8	5,5	2,7	0	553
2024 OO 5	0,3	17,8	0,31	1588	59	0,6	8,8	6,6	3,1	0	560
2024 OO 6	0,3	1,3	0	884	32	4,2	6,8	6,5	2,6	0	457
2024 OO 7	0	3,1	0,29	1886	54	2	8,6	4,9	4,9	0,3	543
2024 OO 8	0,5	6,3	0,26	2363	59	2,4	11,5	9,2	5	0,3	644
2024 OO 9	0,3	22,4	0,27	2643	43	2,9	7,7	18,1	12,3	2,1	575
2024 OO 10	0,3	1,1	0	2552	32	3,9	6,1	6,6	2,6	0	620
2024 OO 11	0,3	5,1	0,28	486	46	3,1	7,7	6,2	2,6	0,3	535
2024 OO 12	0,3	2,1	0,27	751	32	0,5	6,4	7,2	3,2	0	210
2024 OO 13	0,2	1,7	0	1605	24	1,2	4	5,2	8,3	1	364
2024 OO 14	0,3	5,8	0,27	779	47	1,6	6,8	8,5	3	0,3	433
2024 OO 15	0,2	4,1	0	1302	36	1,4	4,5	8,4	3,4	0,7	444
2024 OO 16	0,4	1,8	0,22	179	38	0,7	6,9	19,4	3,5	0,4	357
2024 OO 17	0,3	12	0,57	709	102	1,4	6,9	27,1	5,1	1,4	633
2024 OO 18	0,2	2,8	0,21	540	29	1,1	8,3	9,6	3,2	0,2	214
2024 OO 19	0	12	0,26	1015	45	1,8	7,1	9,4	3,9	0	476
2024 OO 20	0,3	5,1	0,28	1679	46	0,3	9,9	7,1	4,8	0	757
2024 OO 21	0	8,6	0,29	1045	35	1,2	4	9,8	3,7	0,3	175
2024 OO 22	0,3	2,2	0,28	203	26	0,8	5	9,2	5	0,3	252
2024 OO 23	0	2,4	0	959	39	0,5	14,4	3,3	2,7	0	545
2024 OO 24	0,3	10,4	0,3	1009	48	9,3	8,1	14,3	2,4	0,3	670
2024 OO 25	0,3	3,1	0,26	4343	45	6	12,3	11,8	5,2	0,3	500
2024 OO 26	0,2	10,1	0	995	103	1,1	10,3	6,1	3,9	0,2	704
2024 OO 27	0,6	5,1	0,21	221	37	1,2	10,3	14,2	3,1	0,4	580
2024 OO 28	0,2	4	0,24	1241	31	0,7	7,8	8,2	7,3	0	293
2024 OO 29	0	3,1	0,26	541	74	4,7	8,4	11	2,6	0,3	660
2024 OO 30	0,5	2,3	0,23	3160	39	3,2	11,9	6,2	8,5	0,2	581
2024 OO 31	0,4	9,2	0,38	910	49	2,7	4	15,6	4,2	0,2	373
2024 OO 32	0,9	0,9	0	1294	23	6,4	7,7	5,5	6,2	0,2	479
2024 OO 33	0,2	4,4	0,19	2075	398	3,9	22,8	5,4	4,6	0,2	972
2024 OO 34	0,3	2,4	0	1830	48	1,6	10,2	7,5	5,1	0,3	502
2024 OO 35	0,2	0,7	0,23	691	41	1,4	6,9	6,9	4,2	0	594
2024 OO 36	0,6	6,1	0,19	1099	88	2,7	10	15,1	6,3	1,9	714
2024 OO 38	0	2,6	0,32	387	28	0,6	10	7,4	2,9	0	253
2024 OO 39	0,2	1,7	0,24	605	44	1,4	8,1	5	2,4	0	601

2024 OO 40	0,3	2,6	0,26	486	35	0,5	10,6	6,8	3,9	0	343
2024 OO 41	0,4	2,7	0,21	2229	32	2,7	8	4,4	5,3	0	711
2024 OO42	0,4	3	0,2	800	30	0,6	4,4	8,2	3,4	0	274
2024 OO 43	0,2	3,7	0,23	2162	47	3	6,7	5,8	4,9	0,2	452
2024 OO 44	0	1,3	0	772	40	4,1	8	4,5	3,2	0	371
2024 OO 45	0	1,1	0	753	35	0,8	6	3,5	1,9	0	269
2024 OO 46	0,2	4,7	0,23	1615	55	2,1	7,7	7,3	3	0	529
2024 OO 47	0,3	13,7	0,3	1146	46	0,6	9,9	6,9	4,5	0,3	587
2024 OO 48	0,3	2,4	0,26	1716	40	3,9	7,8	12	5,5	0,3	973
2024 OO 49	0,4	5,2	0,21	853	30	1,9	7,9	4,8	3,5	0,2	699
2024 OO 50	0,2	2,5	0,21	570	46	1,2	11,4	8,5	3,1	0,2	638
2024 GE 1	0,3	27,5	0,32	1495	45	1,9	6,4	13,1	4,8	1	595
2024 GE 2	0,2	7,3	0,22	426	26	2,7	10,2	6,2	6	0,2	419
2024 GE 3	0	2	0	1087	34	0,7	14,2	3,7	5,8	0,3	231
2024 GE 4	0,3	24,9	0,27	3442	278	1,9	14,9	7,3	6,8	1,1	909
2024 GE 13	0	1,6	0,27	1938	38	0,5	6,2	3	3,8	0,3	407
2024 GE 30	0	1,9	0,24	984	42	1,5	14,1	3,4	2,4	0	632
2024 GE 45	0,3	2,6	0,26	2149	30	1,5	12,9	3,9	5,7	0,3	539
2024 GE 48	0	2,7	0	520	41	0,3	13,1	3,7	2,7	0	629
2024 GE 53	0	3,7	0	1216	25	0	12,1	5,6	2,8	0	397
2024 GE 55	0	8,6	0,26	624	40	1,8	8,8	7	4,9	1	535
2024 GE 58	0,2	11,5	0,22	609	29	0,7	13	9,9	5,2	0,2	616
2024 GE 59	0,3	2,9	0,27	928	29	1,1	13,1	5,1	3,2	0,3	345
2024 GE 67	0	3,4	0,26	2805	31	0,8	11,9	4,1	3,6	0	598
2024 GE 68	0	5,7	0,24	1208	52	0,5	5,7	5,3	5	0,2	629
2024 GE 78	0,3	5	0,3	1340	36	1,5	8,6	5,9	6,8	0	430
2024 GE 81	0,3	2,5	0,25	624	36	1,5	12,2	5,6	3,5	0,3	638
2024 GE 82	1,1	2,1	0,27	851	20	0	6,7	3,8	2,7	0	170
2024 GE 83	0	1,5	0	282	26	0,2	7,9	3,2	1,5	0	302
2024 GE 85	0	3,7	0,27	235	49	0,8	5,6	5,3	2,4	0	269
2024 GE 86	0,2	8,5	0,39	2114	43	1	9,3	7,3	5	0,4	457
2024 GE 89	0	2,4	0	1047	35	1,1	10,9	3,3	3,3	0	500
2024 GE 95	0,2	2,8	0,2	3278	32	2,4	8,7	3,6	4,8	0,2	506
2024 GE 97	0,2	13,3	0,23	752	36	1,1	10,7	9,8	5	0,7	331
2024 GE 98	0,2	5,7	0,23	553	132	0,9	7,5	4,8	3,6	0	469
2024 GE 103	0	1,5	0,3	470	48	0,3	12,1	7,1	4,1	0	680
2024 GE 108	0,2	6,9	0,22	618	33	0,4	11,7	6,9	4,3	0	722
2024 GE109	0	4,9	0,22	1992	25	2,2	17,2	4,4	3,3	0	514
2024 GE 110	0,2	4,9	0,2	165	62	1	29,4	9,7	3	0,2	574
2024 GE 113	0	9,7	0,28	291	51	0,3	14,2	7,5	3,3	0	547
2024 GE 6	0	5,5	0,26	3002	156	0,8	19,1	4,4	4,4	0,3	870
2024 GE 7	0	8,8	0,27	876	32	0,8	11	6,8	3	0,5	612

2024 GE 9	0	2,1	0	791	57	0,9	10,1	20,8	2,4	0,3	660
2024 GE 10	0	3,3	0	748	28	0,4	11,9	3,7	5,2	0	524
2024 GE 11	0,2	10,9	0,23	1867	52	1,1	6,6	5,2	6,4	0,9	524
2024 GE 12	0,3	5,3	0,3	1390	73	7,1	13	4,4	5	1,5	651
2024 GE 14	0	2,2	0,28	2095	46	1,7	13,8	3,6	4,1	0,3	690
2024 GE 15	0	1,3	0	1157	50	1,9	10,7	3,5	2,2	0,3	529
2024 GE 17	0,3	2,6	0,29	1013	39	0,3	26,3	4,4	3,5	0,3	699
2024 GE 18	0,3	2,1	0	1061	54	0,3	16,3	5,9	3,5	0,3	706
2024 GE 19	0,2	6,2	0,21	2046	50	0,9	12,6	4,1	2,6	0,2	669
2024 GE 20	0	7	0	1078	47	3	7,8	3,7	5,9	0	621
2024 GE 21	0	3,5	0,23	1002	34	1,9	18,4	6,7	2,6	0,2	339
2024 GE 22	0	12,7	0,3	1494	95	1,8	11,9	11	5,3	0,6	749
2024 GE 23	0,3	3	0,25	2157	77	1	15,5	4,3	4,5	0	1106
2024 GE 24	0	1,5	0,25	886	60	0,8	10,9	5,3	2	0,3	688
2024 GE 26	0	3	0	2552	42	2,3	11	4,2	4,2	0,4	696
2024 GE 28	0	3,8	0,27	1174	37	0,3	13,4	4	2,4	0,3	545
2024 GE 29	0,3	4,9	0	1947	40	1	12,9	4,2	5,6	0,3	719
2024 GE 32	0	2,2	0,32	1932	49	1,3	16,8	6	3,5	0	715
2024 GE 33	0,3	4,1	0,29	1609	41	0,6	15,5	21,6	4,1	0,6	766
2024 GE 34	0,2	4,3	0,19	774	49	1	12	6,2	3,9	0,4	765
2024 GE 36	0	0,9	0,28	733	36	0,6	5,7	6	2,3	0,3	437
2024 GE 38	0	3,8	0,29	374	39	0,6	13,4	4,7	2,9	0,3	766
2020 GE 42	0	2,8	0	574	24	0,3	23,9	3,1	2,8	0	472
2024 GE 43	0,3	6,2	0,27	846	91	1,9	13,2	5,1	1,9	0	811
2024 GE 44	0,3	2,1	0	1574	78	1,5	12,8	7,6	2,4	0,3	1031
2024 GE 50	0,3	4	0,28	1669	57	1,7	18,7	5,7	4	1,1	1142
2024 GE 51	0	1,8	0,36	2713	26	0,7	16,1	2,5	3,2	0,4	708
2024 GE 54	0,3	14,1	0,31	2188	73	0,6	14,7	6,3	5	0,6	666
2024 GE 56	0	5,4	0,22	2373	49	0,4	17,8	5,4	3,6	0	716
2024 GE 57	0,2	8	0,22	463	51	1,1	11,7	13,7	4	0,2	858
2024 GE 60	0	15,9	0,51	857	120	1,3	7,7	6,7	5,6	0,3	413
2024 GE 62	0	3,7	0,26	1725	72	1,1	19,5	7,9	3,9	0,3	638
2024 GE 64	0,2	4,7	0,25	2312	49	4	17,6	24,3	3,7	0,2	1042
2024 GE 65	0	11,2	0,27	415	35	1,1	9,3	6,6	3,6	0	461
2024 GE 66	0	3,6	0	1178	24	1,2	11,2	3,2	3,2	0,4	439
2024 GE 69	0,2	1,8	0,23	2348	39	0,9	10,8	6,3	3,2	0,5	645
2024 GE 70	0,2	1,7	0,24	1109	33	0,5	10	3,9	3,9	0,5	410
2024 GE 73	0,3	4	0,33	476	49	0,7	14	9,7	4,3	0,7	780
2024 GE 74	0,2	3,4	0,21	1362	40	2,1	10,9	6,7	2,9	0,2	639
2024 GE 75	0,2	1,5	0,21	2467	53	2,1	9,7	3,4	3,6	0,2	719
2024 GE 79	0,3	4,6	0,26	1109	32	4,1	5,2	6,5	3,6	0,3	372
2024 GE 80	0	3,5	0	1386	26	1,5	8,3	5,3	3,5	0,3	566

2024 GE 84	0,2	1,6	0,24	2112	62	1,4	13,6	3,3	6,4	0,2	730
2024 GE 90	0,2	2,3	0,21	1249	65	3,1	16	19,7	3,9	0,2	1282
2024 GE 91	0	5,3	0,26	2379	53	1,3	10,3	5	6,1	0,3	736
2024 GE 92	0	6,2	0,24	1502	28	2,1	8,5	6,9	3,8	0,5	473
2024 GE 93	0	1,9	0	1242	32	2,2	14,2	4,9	2,6	0	430
2024 GE 94	0	2,5	0,28	1929	68	0,8	11,6	4,7	3,3	0,3	730

Annex 3. Gedetecteerde orden in egelmest.

Orde	Gemiddelde relatieve abundantie	Standaard deviatie	Standaard fout
Stylommatophora	0.496865695	0.376683239	0.027114253
Haplotaxida	0.133524571	0.247865012	0.017841714
Coleoptera	0.082770996	0.178339879	0.012837185
Orthoptera	0.07023812	0.151971602	0.010939155
Lepidoptera	0.05109973	0.118335919	0.008518006
Galliformes	0.050795292	0.173637924	0.012498731
Diptera	0.035564025	0.161050821	0.011592692
Julida	0.02361179	0.102514046	0.007379123
Artiodactyla	0.023347452	0.097702724	0.007032796
Isopoda	0.007087267	0.033956368	0.002444233
Hymenoptera	0.006687551	0.060471036	0.0043528
Decapoda	0.00448216	0.040336557	0.002903489
Salmoniformes	0.002777202	0.032102653	0.0023108
Passeriformes	0.002656269	0.031657166	0.002278733
Amphipoda	0.002275327	0.019564594	0.00140829
Columbiformes	0.001178317	0.016297499	0.00117312
Rodentia	0.000812025	0.007785646	0.000560423
Scombriformes	0.000700182	0.00972724	0.000700182
Ploima	0.000481986	0.00669596	0.000481986
Mesostigmata	0.000440152	0.005494275	0.000395487
Hemiptera	0.000438854	0.003667564	0.000263997
Araneae	0.000372508	0.002841444	0.000204532
Sarcoptiformes	0.000355461	0.003026866	0.000217879
Echiniscoidea	0.000351278	0.004880107	0.000351278
Ixodida	0.000332747	0.00462267	0.000332747
Entomobryomorpha	0.000193071	0.001281784	9.23E-05
Lithobiomorpha	0.00011399	0.001583595	0.00011399
Pulmonata	0.000103627	0.001439632	0.000103627
Soricomorpha	7.77E-05	0.000841112	6.05E-05
Polydesmida	7.44E-05	0.000642652	4.63E-05
Symphyleona	7.11E-05	0.000649031	4.67E-05
Adinetida	3.63E-05	0.000503871	3.63E-05
Rhabditida	2.59E-05	0.000189166	1.36E-05
Enchytraeida	2.07E-05	0.000175551	1.26E-05
Dermaptera	1.04E-05	0.000101532	7.31E-06
Anseriformes	5.18E-06	7.20E-05	5.18E-06
Opiliones	5.18E-06	7.20E-05	5.18E-06
Poduromorpha	5.18E-06	7.20E-05	5.18E-06
Psocodea	5.18E-06	7.20E-05	5.18E-06
Scolopendromorpha	5.18E-06	7.20E-05	5.18E-06

Annex 4. Geïdentificeerde soorten in de egelmest

Species	Gemiddelde relatieve abundantie	Standaard deviatie	Standaard fout
<i>Arion vulgaris</i>	0.413220758	0.398876622	0.028711768
<i>Conocephalus fuscus</i>	0.084896321	0.168258178	0.012111489
<i>Gallus gallus</i>	0.057136459	0.184330259	0.013268382
<i>Acronicta rumicis</i>	0.047857767	0.108464914	0.007807475
<i>Deroceras reticulatum</i>	0.034380111	0.127597989	0.009184704
<i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i>	0.030460151	0.128186051	0.009227034
<i>Deroceras invadens</i>	0.023428567	0.077657257	0.005589892
<i>Lumbricus terrestris</i>	0.02257845	0.098778119	0.007110205
<i>Arion distinctus</i>	0.020766186	0.098884067	0.007117831
<i>Tenebrio molitor</i>	0.020233237	0.112412736	0.008091646
<i>Bos taurus</i>	0.015144304	0.087975083	0.006332585
<i>Ocypus olens</i>	0.014492405	0.056460444	0.004064112
<i>Arion intermedius</i>	0.013090133	0.078444355	0.005646548
<i>Cepaea hortensis</i>	0.011063113	0.081112794	0.005838627
<i>Ambigolimax valentianus</i>	0.010783336	0.072932353	0.005249786
<i>Lumbricus castaneus</i>	0.009164081	0.086317595	0.006213276
<i>Lehmanna valentiana</i>	0.008723707	0.035909184	0.0025848
<i>Calliphora vicina</i>	0.006727038	0.072077576	0.005188257
<i>Lumbricus rubellus</i>	0.006480042	0.043937238	0.003162672
<i>Agrotis clavis</i>	0.006082756	0.054826478	0.003946496
<i>Fannia canicularis</i>	0.005911135	0.072516249	0.005219834
<i>Hydrotaea dentipes</i>	0.005764832	0.069077911	0.004972337
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0.005713327	0.068711486	0.004945961
<i>Lucilia caesar</i>	0.005597261	0.072148467	0.00519336
<i>Milax gagates</i>	0.005357843	0.05197029	0.003740903
<i>Hermetia illucens</i>	0.005175941	0.069596945	0.005009698
<i>Armadillidium vulgare</i>	0.005173775	0.037077718	0.002668913
<i>Melolontha melolontha</i>	0.005071995	0.049593496	0.003569818
<i>Helix aspersa</i>	0.004905412	0.055596699	0.004001938
<i>Agriotes lineatus</i>	0.004573467	0.02830833	0.002037678
<i>Bombus pascuorum</i>	0.004533679	0.062983878	0.004533679
<i>Arion subfuscus</i>	0.004152052	0.024633206	0.001773137
<i>Andrena nigroaenea</i>	0.004131307	0.057393947	0.004131307
<i>Eupsilia transversa</i>	0.003816963	0.053026939	0.003816963
<i>Protichneumon jesperii</i>	0.003692454	0.048084503	0.003461198
<i>Macrobrachium nipponense</i>	0.003612349	0.040265033	0.00289834
<i>Byrrhus pilula</i>	0.00343514	0.026354034	0.001897005
<i>Rattus norvegicus</i>	0.003247594	0.043221928	0.003111182
<i>Armadillidium nasatum</i>	0.003200266	0.025666432	0.00184751
<i>Ovis aries</i>	0.003030165	0.041951491	0.003019734

<i>Aporrectodea longa</i>	0.002994773	0.021973675	0.0015817
<i>Harmonia axyridis</i>	0.002945816	0.018051132	0.001299349
<i>Salmo salar</i>	0.002378733	0.03129987	0.002253014
<i>Lucilia sericata</i>	0.002276653	0.031628268	0.002276653
<i>Gammarus lacustris</i>	0.002235729	0.019641472	0.001413824
<i>Drosophila immigrans</i>	0.002144837	0.029797024	0.002144837
<i>Chrysoteuchia culmella</i>	0.001884126	0.026175118	0.001884126
<i>Liophloeus tessulatus</i>	0.00173071	0.024043794	0.00173071
<i>Melanotus punctolineatus</i>	0.00165243	0.022956286	0.00165243
<i>Drosophila subobscura</i>	0.001638752	0.022766266	0.001638752
<i>Philoscia muscorum</i>	0.001551848	0.011544518	0.000830993
<i>Harpalus rufipes</i>	0.001545643	0.021472765	0.001545643
<i>Pica pica</i>	0.001368658	0.019014001	0.001368658
<i>Columba palumbus</i>	0.001180302	0.016297501	0.00117312
<i>Amara aenea</i>	0.001100119	0.007954	0.000572541
<i>Porcellionides pruinosus</i>	0.001041584	0.014470142	0.001041584
<i>Tyrophagus putrescentiae</i>	0.001036269	0.014396315	0.001036269
<i>Philopodon plagiatum</i>	0.000944908	0.011295546	0.000813071
<i>Passer domesticus</i>	0.000879851	0.012223286	0.000879851
<i>Arion hortensis</i>	0.000876432	0.006225713	0.000448137
<i>Myodes glareolus</i>	0.000863558	0.011996929	0.000863558
<i>Oxychilus draparnaudi</i>	0.000857361	0.005498275	0.000395774
<i>Euchlanis dilatata</i>	0.000829016	0.011517052	0.000829016
<i>Phosphuga atrata</i>	0.000810067	0.006990673	0.0005032
<i>Julus scandinavicus</i>	0.000790438	0.009087136	0.000654106
<i>Lumbricus festivus</i>	0.000780101	0.010837511	0.000780101
<i>Scomber japonicus</i>	0.000761963	0.010585526	0.000761963
<i>Nebria brevicollis</i>	0.000751753	0.00772325	0.000555932
<i>Metapenaeopsis dalei</i>	0.000713297	0.007017924	0.000505161
<i>Alphitobius diaperinus</i>	0.000684329	0.009507	0.000684329
<i>Glypta ulbrichti</i>	0.000647668	0.008997697	0.000647668
<i>Conistra rubiginosa</i>	0.000635845	0.008833439	0.000635845
<i>Anisodactylus binotatus</i>	0.000571882	0.005683441	0.000409103
<i>Limax maximus</i>	0.00048421	0.006371762	0.000458649
<i>Numida meleagris</i>	0.000482373	0.006701334	0.000482373
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.000461704	0.0064142	0.000461704
<i>Sciurus vulgaris</i>	0.000453368	0.006298388	0.000453368
<i>Parepidosis argentifera</i>	0.000409054	0.005682756	0.000409054
<i>Tasgius compressus</i>	0.000396159	0.005503621	0.000396159
<i>Aporrectodea limicola</i>	0.000361598	0.004385501	0.000315675
<i>Succinea putris</i>	0.00034186	0.003812674	0.000274442
<i>Poecilus cupreus</i>	0.000338687	0.002958466	0.000212955

<i>Myopa testacea</i>	0.000332453	0.004543915	0.000327078
<i>Bombus terrestris</i>	0.000323834	0.004498848	0.000323834
<i>Serica brunnea</i>	0.000322503	0.003159833	0.00022745
<i>Cepaea nemoralis</i>	0.000300797	0.001820134	0.000131016
<i>Pterostichus madidus</i>	0.000287684	0.003862754	0.000278047
<i>Porcellio scaber</i>	0.000265085	0.003398684	0.000244643
<i>Tachypodoiulus niger</i>	0.000255236	0.002504689	0.000180291
<i>Silpha tristis</i>	0.000227972	0.002795009	0.000201189
<i>Chrysolina americana</i>	0.000214336	0.002977655	0.000214336
<i>Sarcophaga lehmanni</i>	0.000191902	0.002665984	0.000191902
<i>Agrypnus murinus</i>	0.000185258	0.001179576	8.49E-05
<i>Ophiulus pilosus</i>	0.000176164	0.001953992	0.000140651
<i>Bruchus rufimanus</i>	0.000153806	0.002136744	0.000153806
<i>Tipula paludosa</i>	0.000147583	0.001127256	8.11E-05
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	0.000143483	0.001993336	0.000143483
<i>Philonthus cognatus</i>	0.000135825	0.001447297	0.000104179
<i>Chrysomela vigintipunctata</i>	0.000119111	0.001654749	0.000119111
<i>Deroceras agreste</i>	0.000118985	0.000858102	6.18E-05
<i>Lithobius forficatus</i>	0.000116912	0.0016242	0.000116912
<i>Acarus siro</i>	0.000115355	0.001602558	0.000115355
<i>Boettgerilla pallens</i>	0.000104252	0.001448321	0.000104252
<i>Euzetes globulus</i>	9.93E-05	0.001378957	9.93E-05
<i>Epuraea aestiva</i>	9.60E-05	0.001332992	9.60E-05
<i>Sitona lepidus</i>	8.71E-05	0.001127498	8.12E-05
<i>Cylindroiulus punctatus</i>	8.33E-05	0.001157493	8.33E-05
<i>Crocidura russula</i>	7.96E-05	0.000860855	6.20E-05
<i>Apamea monoglypha</i>	7.90E-05	0.000731923	5.27E-05
<i>Lasius emarginatus</i>	7.81E-05	0.001085149	7.81E-05
<i>Amblyseius cucumeris</i>	7.69E-05	0.001068372	7.69E-05
<i>Sitophilus oryzae</i>	7.51E-05	0.001043211	7.51E-05
<i>Lucilia ampullacea</i>	7.41E-05	0.000958947	6.90E-05
<i>Andrena vaga</i>	7.25E-05	0.001007742	7.25E-05
<i>Monacha cantiana</i>	6.71E-05	0.00060644	4.37E-05
<i>Arion circumscriptus</i>	6.14E-05	0.000697911	5.02E-05
<i>Choneiulus palmatus</i>	5.29E-05	0.000734506	5.29E-05
<i>Acetes chinensis</i>	5.23E-05	0.000726353	5.23E-05
<i>Tandonia budapestensis</i>	5.19E-05	0.00072162	5.19E-05
<i>Diachromus germanus</i>	4.63E-05	0.000643513	4.63E-05
<i>Gammarus alpinus</i>	4.18E-05	0.000581082	4.18E-05
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	4.16E-05	0.000577701	4.16E-05
<i>Amara ovata</i>	4.04E-05	0.000561479	4.04E-05
<i>Sminthurinus niger</i>	3.43E-05	0.000476174	3.43E-05

<i>Arion silvaticus</i>	3.42E-05	0.000475649	3.42E-05
<i>Agriotes obscurus</i>	3.37E-05	0.000393397	2.83E-05
<i>Pterostichus nigrita</i>	3.36E-05	0.000467413	3.36E-05
<i>Anania hortulata</i>	3.33E-05	0.000462161	3.33E-05
<i>Ochropleura plecta</i>	3.25E-05	0.000343569	2.47E-05
<i>Trochosa ruricola</i>	3.19E-05	0.000442964	3.19E-05
<i>Athalia rosae</i>	2.80E-05	0.00038909	2.80E-05
<i>Andrena haemorrhoea</i>	2.70E-05	0.000374514	2.70E-05
<i>Fringilla coelebs</i>	2.59E-05	0.000359908	2.59E-05
<i>Athous vittatus</i>	2.44E-05	0.000339536	2.44E-05
<i>Sarcophaga carnaria</i>	2.43E-05	0.000337942	2.43E-05
<i>Lasius flavus</i>	2.41E-05	0.000334798	2.41E-05
<i>Drassodes lapidosus</i>	2.13E-05	0.000295309	2.13E-05
<i>Polydrusus formosus</i>	1.92E-05	0.00026627	1.92E-05
<i>Lasius niger</i>	1.86E-05	0.000186925	1.35E-05
<i>Alopecosa cuneata</i>	1.84E-05	0.000255859	1.84E-05
<i>Hoplia philanthus</i>	1.79E-05	0.000177819	1.28E-05
<i>Pterostichus anthracinus</i>	1.72E-05	0.00017792	1.28E-05
<i>Ipimorpha subtusa</i>	1.62E-05	0.000224708	1.62E-05
<i>Eristalis interrupta</i>	1.60E-05	0.000222623	1.60E-05
<i>Palaemon gravieri</i>	1.57E-05	0.000217906	1.57E-05
<i>Athous haemorrhoidalis</i>	1.56E-05	0.000161304	1.16E-05
<i>Mermessus trilobatus</i>	1.45E-05	0.000200785	1.45E-05
<i>Platydracus stercorarius</i>	1.32E-05	0.000183861	1.32E-05
<i>Forficula auricularia</i>	1.21E-05	0.000118076	8.50E-06
<i>Phasmarhabditis hermaphrodita</i>	1.06E-05	0.000147503	1.06E-05
<i>Parisotoma notabilis</i>	1.04E-05	0.000144107	1.04E-05
<i>Punctoribates punctum</i>	1.04E-05	0.000143963	1.04E-05
<i>Deroceras laeve</i>	9.76E-06	0.000135559	9.76E-06
<i>Pyrrhocoris apterus</i>	9.76E-06	0.000135559	9.76E-06
<i>Xeroplexa intersecta</i>	9.61E-06	0.000133547	9.61E-06
<i>Agonum muelleri</i>	8.26E-06	0.000114803	8.26E-06
<i>Noctua pronuba</i>	8.26E-06	0.000114803	8.26E-06
<i>Graphopsocus cruciatus</i>	8.08E-06	0.000112296	8.08E-06
<i>Cochlicopa lubrica</i>	6.14E-06	8.53E-05	6.14E-06
<i>Hygromia cinctella</i>	5.89E-06	8.19E-05	5.89E-06
<i>Xenylla szepteyckii</i>	5.71E-06	7.94E-05	5.71E-06
<i>Amara makolskii</i>	5.69E-06	7.91E-05	5.69E-06
<i>Rilaena triangularis</i>	5.52E-06	7.67E-05	5.52E-06
<i>Autographa gamma</i>	5.31E-06	7.38E-05	5.31E-06
<i>Cryptops anomalans</i>	5.31E-06	7.38E-05	5.31E-06
<i>Thanatophilus sinuatus</i>	5.30E-06	7.36E-05	5.30E-06

<i>Celypha lacunana</i>	5.27E-06	7.32E-05	5.27E-06
<i>Anoecia corni</i>	5.22E-06	7.26E-05	5.22E-06
<i>Myrmica rubra</i>	5.22E-06	7.26E-05	5.22E-06
<i>Platynothis peltifer</i>	5.22E-06	7.26E-05	5.22E-06
<i>Megaselia ruficornis</i>	5.19E-06	7.21E-05	5.19E-06
<i>Anas platyrhynchos</i>	5.18E-06	7.20E-05	5.18E-06