

Toekomst van het muskusrattenbeheer in Nederland

De mogelijkheden onderzocht

A&W-rapport 2461



in opdracht van



**UNIE VAN
WATERSCHAPPEN**

Toekomst van het muskusrattenbeheer in Nederland

De mogelijkheden onderzocht

A&W-rapport 2461

D. Bos
J. Gronouwe

Foto Voorplaat

Bestrijding vanuit een nieuw perspectief, Foto: Muskusrattenbeheer Rivierenland

D. Bos, J. Gronouwe 2018

Toekomst van het muskusrattenbeheer in Nederland. De mogelijkheden onderzocht. A&W-rapport 2461
Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek/DosPisos, Feanwâlden/Rheden.

Opdrachtgever**Unie van Waterschappen**

Postbus 93218

2509 AE Den Haag

Telefoon 070 3519751

Uitvoerders**Altenburg & Wymenga
ecologisch onderzoek bv**

Suderwei 2

9269 TZ Feanwâlden

Telefoon 0511 47 47 64

info@altwym.nl

www.altwym.nl

Dos Pisos

Steenbakkersweg 40

6991 EN Rheden

Telefoon 06-51353206

jan@dospisos.nl

www.dospisos.nl

© Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv. Overname van gegevens uit dit rapport is toegestaan met bronvermelding.

Projectnummer

2868RRE

Projectleider

D. Bos

Status

Eindrapport

Autorisatie

Goedgekeurd

Paraaf

J. Latour

Datum

10 juli 2018

Kwaliteitscontrole

J. Latour

Inhoud

Samenvatting		
1 Inleiding		1
1.1 Aanleiding en doel		1
1.2 Doelstelling		1
1.3 Definities		1
1.4 Leeswijzer		2
2 Onderzoeksaanpak		3
3 Is volledige verwijdering een reële optie?		4
3.1 Inleiding		4
3.2 Effectiviteit van de strategie: kan het?		4
3.3 Praktische uitvoerbaarheid		17
3.4 Directe kosten		18
3.5 Negatieve effecten en multicriteria analyse		21
3.6 Ethische aspecten en acceptatie		23
3.7 Voorwaarden voor volledige verwijdering en keuzes van de projectgroep daarbij		24
3.8 Risico's en handelingsperspectief		28
3.9 Conclusies		34
4 Literatuur		35
<i>Bijlage 1</i>	<i>Bio-economisch model van Muskusratten bestrijding in Nederland</i>	41
<i>Bijlage 2</i>	<i>Maatschappelijke kosten en baten analyse</i>	62
<i>Bijlage 3</i>	<i>Nadere onderbouwing van de kosten-baten analyse op onderdelen</i>	71
<i>Bijlage 4</i>	<i>Effecten op natuur</i>	76
<i>Bijlage 5</i>	<i>Overdracht van Zoönosen</i>	79
<i>Bijlage 6</i>	<i>Voorbeelden van volledige verwijdering in NL</i>	81
<i>Bijlage 7</i>	<i>Over kwaliteit van bestrijding</i>	91

Dankwoord

Bij deze studie hebben we hulp gehad van Colin Clark, Rosemarie Kentie (Oxford University), Maurice La Haye (ZV), Emiel van Loon en Jinrui Yang (UvA) en Sandra Zappeij-Ploeger (ZZL). In eerdere fases is Ronald C. Ydenberg (SFU) nadrukkelijk bij de gedachtevorming betrokken geweest. We bedanken ook diverse experts voor hun bereidheid ons te woord te staan: Simon Baker, Peter Robertson (Newcastle University), Jan Stuyck (INBO), Marc Vanderweeën (VMM), Miriam Maas (RIVM) en Peter van Tulden (WUR). Onze dank gaat uit naar de projectgroep die het onderzoek heeft begeleid en andere stafleden van de UvW voor het aanleveren van noodzakelijke informatie. Lid van de projectgroep waren Jos Boontjes (MRB-WMNL), Siebe Dol (WF), Ruud Kleinman (MRB-Rivierenland), Dolf Moerkens, Henk Post (UvW), Bert Rietman (ZZL) en Eric de Wit (Waterschap Limburg).

Samenvatting

In de onderhavige studie worden de mogelijkheden bestudeerd om de muskusrat volledig uit Nederland te verwijderen. Volledig verwijderen staat voor een strategie waarbij het aantal muskusratten in het binnenland van Nederland tot nul wordt teruggebracht en herkolonisatie wordt voorkomen. De redenen hiervoor, enkele achtergronden en de voorgestelde werkwijze worden in dit stuk beschreven.

Om tot een goede bestuurlijke besluitvorming te komen en er een goed publiek debat over te kunnen voeren worden drie bestrijdingsalternatieven met elkaar vergeleken voor wat betreft het aantal te doden muskusratten, schades aan oever en waterkeringen en kosten en baten. De drie bestudeerde strategieën zijn:

- Vlakdekkend (en jaarrond) bestrijden, de huidige situatie
- Niet-bestrijden
- Volledige verwijdering

Hiertoe is kennis opgehaald vanuit de bestrijdingsorganisaties (bestrijders en bestuurders), is gesproken met internationale experts of ervaringsdeskundigen, is literatuuronderzoek gedaan en zijn modellen gebouwd. Alle elementen die nodig zijn voor het maken van objectieve keuzes zijn bij elkaar gebracht, aansluitend aan wat hierover in internationaal verband wordt aanbevolen. Een projectgroep van de Unie van Waterschappen heeft hierbij kritisch meegedacht en informatie aangedragen.

De haalbaarheid van volledige verwijdering

Uit theorie en praktijk zijn in deze studie een aantal belangrijke inzichten verworven die kunnen helpen een strategische keuze te maken met betrekking tot bestrijding van muskusratten in Nederland. Die inzichten, en een overzicht van de stuurknoppen die hieruit volgen, worden hieronder gegeven. Ze worden aan de hand van een figuur samengevat.

Een eerste inzicht is dat verschillende strategieën van bestrijding ten opzichte van elkaar zinvol kunnen worden geschaald in termen van 'intensiteit van bestrijding', uitgedrukt in het aantal dieren dat achterblijft. Niet-bestrijden en volledige verwijdering zijn de uitersten op deze as (zie figuur s.1). Daartussen bevinden zich extensievere varianten van bestrijding die verschillen in kwantiteit van arbeidsinzet, en de mate waarin er spreiding is in de ruimte (objectbescherming) of in de tijd (seizoensbestrijding). Uitroeiing (alle muskusratten zijn permanent verwijderd) is niet mogelijk op het vasteland. Volledige verwijdering is in Nederland daarom het hoogst haalbare. Dit komt omdat er, zolang elders op het vasteland nog populaties aanwezig zijn, een reëel risico van herkolonisatie blijft bestaan. Kwaliteit van de inzet van bestrijding is bij alle varianten een bron van variatie, iets waarop gestuurd kan worden (stuurknop).

Een tweede belangrijk inzicht is dat er zwaarwegende redenen zijn om volledige verwijdering na te streven. Sterker: vanuit techniek, strategie, (internationale) wetgeving en dierenleed is er eigenlijk geen reden gevonden om het niet na te streven. Onder volledige verwijdering worden minder dieren gedood, zijn er minder risico's met betrekking tot waterveiligheid, en worden op termijn minder kosten gemaakt dan onder reguliere bestrijding. Aanvullende redenen zijn dat er naar verwachting positieve effecten op biodiversiteit zullen zijn, minder bijvangst en minder risico's op overdracht van dierziekten. Internationale conventies (Bern, CBD) en richtlijnen (Verordening EU nr. 1143/2014 over Invasieve Exoten) en adviezen zijn hier meer formeel ondersteunend aan.

Er is internationaal veel kennis over uitroeiing van invasieve exoten opgedaan op eilanden en in mindere mate op het vasteland. Die kennis is ook van toepassing op volledige verwijdering. De laatste verschilt van uitroeiing in de zin dat door herkolonisatie/immigratie volledige verwijdering niet eindig is in de tijd en ook actie buiten de grenzen van het doelgebied wenselijk kan zijn. Uit deze internationale

kennis blijkt dat de haalbaarheid van de strategie beoordeeld moet worden op grond van de volgende criteria: a) de effectiviteit van de strategie (kan het, als praktische bezwaren of andere argumenten geen rol zouden spelen?), b) de praktische uitvoerbaarheid, c) de directe kosten, d) de negatieve effecten (waaronder de indirecte financiële kosten), en e) de maatschappelijke acceptatiegraad. Dit is het derde inzicht. We hebben die aspecten één voor één nagelopen.

Het vierde inzicht is dat het aantoonbaar is dat aantallen muskusratten tot nul kunnen worden teruggebracht, op grond van theorie en praktijk. In de hoofdtekst worden hiertoe aansprekende voorbeelden aangehaald, worden de meningen van experts gegeven, en wordt verwezen naar theoretische modellen. O.a. aan de hand van zes criteria van Bomford en o'Brien (1995) laten we zien wat de belangrijkste stuurvariabelen zijn. Motivatie bij de bestrijders en politiek/financiële steun zijn cruciaal, een goede organisatie en innovatie zijn ondersteunend. Onder de paraplu van deze hoofdthema's zijn allerlei randvoorwaarden en mechanismes geïdentificeerd die hier aan bij kunnen dragen. Concreet is het bijvoorbeeld belangrijk een helder en betrouwbaar signaal aan bestrijders af te geven dat met hun belangen rekening wordt gehouden. Dat zou kunnen door te werken aan passend en inspirerend werk op de lange termijn. Kortom, een goed Human Resource management. Maatschappelijk draagvlak is nodig om de juiste vangmiddelen in te kunnen blijven zetten, en toegang te houden tot gebieden in de juiste tijd van het jaar. Voor nadere detaillering verwijzen we naar de hoofdtekst.

In termen van waterveiligheid en kosten is volledige verwijdering de beste optie in vergelijking met de andere strategieën. Door volledige verwijdering zijn er geen risico's van graverij door muskusratten voor de veiligheid meer en geen kosten voor herstel van graverij, en schade bij derden. De benodigde bestrijdingsinspanning voor de strategie 'volledige verwijdering' is op lange termijn duidelijk lager dan onder jaarrond vlakdekkend bestrijden met de huidige doelstelling van maximaal 0,15 v/km ¹. Ook in termen van dierenwelzijn en effecten op de biodiversiteit zijn er belangrijke voordelen van volledige verwijdering aan te wijzen.

Het in stand houden van de toekomstige situatie vereist competente, professionele bestrijders die goed samenwerken en de juiste middelen tot hun beschikking hebben. De beschikbare budgetten voor bestrijding moeten niet te vroeg en niet te ver worden teruggebracht. De huidige lage populatieniveaus in grote delen van Nederland en in Vlaanderen zijn tot stand zijn gekomen door een grote investering van mensen en middelen. De investering wordt teniet gedaan als de capaciteit en/of de kwaliteit van de bestrijding op grond van onjuiste argumenten/zonder kennis van zaken te vroeg of te snel wordt afgebouwd. Het is ook in de toekomst noodzakelijk te blijven beschikken over een flexibel team van breed inzetbare buitenmensen, die alle kennis in huis hebben om speurbeelden te herkennen, en de juiste vallen op de juiste wijze te plaatsen.

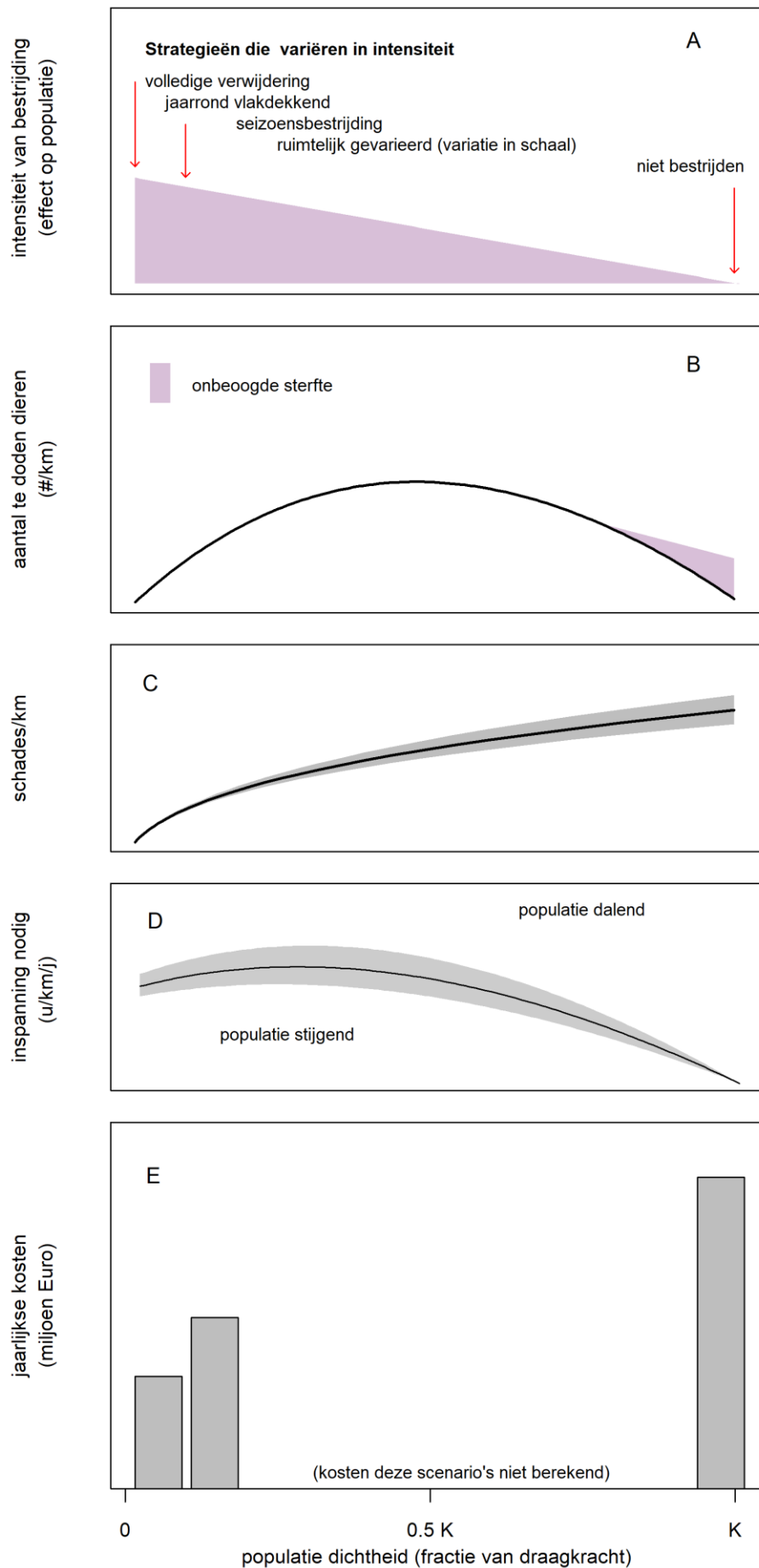
Al met al blijkt dat volledige verwijdering als strategie realistisch is, mits aan de randvoorwaarden wordt voldaan. In volgorde van prioriteit zijn dat

- 1) voldoende kwaliteit van bestrijding (professionele en vakkundige bestrijders, die samenwerken in een goede organisatie),
- 2) voldoende omvang van de bestrijdingsinspanning, en
- 3) sociaal-politiek draagvlak.

Volledige verwijdering is praktisch uitvoerbaar op de hier voorgestelde manier, de directe kosten zijn niet belemmerend (sterker, er ligt een besparing in het verschiet van meer dan 10 miljoen euro per jaar t.o.v. de verwachte jaarlijkse kosten onder de huidige doelstelling), en de negatieve effecten zijn verwaarloosbaar. Volledige verwijdering is dan ook de meest wenselijke strategie.

¹ De doelstelling is een aantal vangsten per km ondanks voldoende inspanning. Het is een niveau dat de organisaties landelijk minimaal nastreven. De doelstelling bij MRB Rivierenland voor 2020 ligt op 0,10 v/km en daarna nog lager. Dit geldt voor meerdere organisaties.

Samenvattende figuur S.1 (volgende bladzijde). Een beoordeling van de strategie volledige verwijdering in relatie tot overige strategieën om negatieve gevolgen van graverij door muskusratten te beperken. De strategieën zijn geordend op een schaal van achterblijvende populatie dichtheid, hetgeen samenhangt met 'intensiteit van bestrijding' (paneel A). Drie alternatieve strategieën (Volledige verwijdering, Jaarrond vlakdekkend bestrijden bij 0,15 v/km, en Niet-bestrijden zijn in de hoofdtekst concreet gedefinieerd, inclusief bijpassende methoden en organisatie. Deze figuur geeft de grote lijnen. In de hoofdtekst en de bijlagen is een specificatie, en een nadere onderbouwing gegeven voor elk van de panelen.



Paneel A) Strategie en intensiteit van bestrijding. Intensiteit (op een schaal van nul tot één) is uitgedrukt in relatie tot het deel van de populatie Muskusratten dat achterblijft.

Paneel B) Inschatting van het absoluut aantal te doden dieren (#/km/j). Dit betreft beoogde mortaliteit, door bestrijding, maar ook onbeoogde sterfte door bijvoorbeeld kadeherstel.

Paneel C) Het verwachte aantal schadegevallen (#/km) in keringen en taluds groter dan een bepaalde minimum omvang.

Paneel D) Benodigde arbeidsinzet (u/km/j) voor bestrijding om de populatie stabiel te houden.

Paneel E) Jaarlijkse kosten op lange termijn, zoals berekend in een maatschappelijke kosten en –baten analyse.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

Muskusratten worden in Nederland bestreden in het kader van de veiligheid van onze waterkeringen. Het streven is om een 'onder-controle-doelstelling' te bereiken.

De populatie muskusratten vertoont echter al jaren een daling (van Loon et al. 2017b) en het lijkt erop dat er allerlei voordelen zijn aan een meer ambitieuze doelstelling. Dat heeft de vraag opgeroepen of de huidige strategie (vlakdekkend jaarrond bestrijden) voortgezet moet worden of dat deze beter vervangen kan worden door een andere strategie. In de tussenrapportage van de veldproef muskusratten (Bos et al. 2016) is geopperd om de strategie 'volledige verwijdering' te overwegen.

Het implementeren, uitvoeren en in stand houden van een andere strategie dan de huidige stelt waarschijnlijk andere eisen aan de organisatie en financiering van de bestrijding dan nu het geval is. Onderzocht moet worden op welke wijze zo'n andere strategie het best kan worden geïmplementeerd en welke organisatorische, financiële en juridische randvoorwaarden dan nodig zijn. Ook is het van belang een helder zicht te krijgen op de kosten en verwachte baten hiervan.

Naar aanleiding van dit advies heeft de Werkgroep Muskus- en Beverratten (WMB) uitgesproken de optie van volledige verwijdering van muskusratten te willen laten onderzoeken en heeft de Commissie Muskus- en Beverratten hiertoe besloten. Het werd het nuttig geacht om het betreffende alternatief 'volledige verwijdering' met twee andere voor de hand liggende strategieën van bestrijding te vergelijken op relevante aspecten.

1.2 Doelstelling

Het doel is om in deze rapportage de benodigde informatie bij elkaar te brengen op basis waarvan in 2018 een bestuurlijk besluit genomen kan worden over de toekomstige bestrijdingsstrategie voor muskusratten. In de rapportage worden drie bestrijdingsalternatieven in ieder geval vergeleken voor wat betreft het aantal te doden muskusratten, schades aan oever en waterkeringen alsmede de kosten en baten. Waterveiligheid is een randvoorwaarde bij alle alternatieven. De drie te vergelijken strategieën zijn:

- Vlakdekkend (en jaarrond) bestrijden, de huidige situatie,
- Niet-bestrijden,
- Volledige verwijdering.

Het organisatorische aspect komt aan de orde in een parallelle rapportage door Gronouwe en Bos (2018). Daarin komt de vraag aan de orde in hoeverre er aanpassingen in de organisatie van de bestrijding denkbaar en nuttig zijn mocht er voor volledige verwijdering worden gekozen.

1.3 Definities

De huidige strategie "Vlakdekkend (en jaarrond) bestrijden" kent een praktijkdoelstelling van een maximaal aantal vangsten per km, gegeven dat er voldoende inspanning/inzet is geleverd. De norm ligt nu op $< 0,15$ v/km, waaronder de populatie 'onder controle' heet te zijn (WMB besluit uit januari 2013). Sommige organisaties streven een lagere waarde na. In dit document wordt de doelstelling voor het huidige scenario niettemin op $0,15$ v/km aangehouden. De strategie is onder andere beschreven in Barends (2002). De bestrijding vindt plaats op basis van goed beschreven methodes (Unie van Waterschappen 2012; FACE 2014; Stuyck 2016) en protocollen, die de veiligheid moeten waarborgen, dierenleed beogen te beperken en onnodige verstoring voorkomen.

Niet-bestrijden staat voor het scenario waarin op de lange termijn in geheel Nederland geen inzet meer wordt gepleegd om muskusratten te vangen en te doden. Er zal bij niet-bestrijden worden geïnvesteerd in preventieve maatregelen. De kosten daarvan worden over meerdere jaren uitgesmeerd. Het scenario berust op ideeën geformuleerd in Zandberg et al. (2011).

Volledige verwijdering is feitelijk hetzelfde als uitroeiing, met dien verstande dat bij uitroeiing geen kans is op herkolonisatie. Als definitie van uitroeiing hanteren we dat een soort volledig en permanent verwijderd wordt uit een bepaald gebied door middel van een in de tijd duidelijk afgebakende campagne (Bomford & O'Brien 1995). Volledige verwijdering past niet helemaal in de definitie van uitroeiing, omdat er ook maatregelen buiten het gebied voor nodig kunnen zijn en er ook maatregelen in de toekomst nodig zullen blijven om herkolonisatie te voorkomen (Robertson et al. 2016).

Operationele definitie

We beschouwen de situatie "Volledige verwijdering" als 'bereikt', wanneer het aantal vangsten op jaarbasis in het binnenland (dat is exclusief gebieden in de grenszones en langs beken of rivieren die het land binnenkomen) is gedaald tot niet meer dan 500 per jaar gedurende een periode van minstens twee jaar. Dit is vanaf nu onze operationele definitie van "Volledige verwijdering".

Het aantal vangsten in de grenszones en langs beken of rivieren die het land binnenkomen is afhankelijk van de situatie in het buitenland en vormt daarom geen onderdeel van de operationele norm. Het getal 500 is arbitrair gekozen.

1.4 Leeswijzer

Rapport met bijlagen

Het rapport is opgebouwd uit een hoofdtekst en bijlagen. Voor de leesbaarheid is een groot deel van de technische onderbouwingen gegeven in de bijlagen.

Hoofdtekst

De hoofdtekst bestaat uit deze inleiding (hoofdstuk 1), gevolgd door een korte beschrijving van de onderzoeksaanpak (hoofdstuk 2). De inhoudelijke vraag over hoe het alternatief 'volledige verwijdering' zich verhoudt tot de twee andere bestudeerde alternatieven wordt besproken in hoofdstuk 3. In zes paragrafen bespreken we de haalbaarheid van de strategie "volledige verwijdering". In § 3.2 gaan we in op de effectiviteit van de strategie (kan het?). In § 3.3 bespreken we de praktische uitvoerbaarheid, terwijl in § 3.4 worden de directe kosten inzichtelijk gemaakt. In § 3.5 komen de negatieve effecten aan bod, en wordt een overzicht gegeven van de drie bestudeerde alternatieven op basis van meerdere criteria. De maatschappelijke acceptatiegraad van volledige verwijdering komt in § 3.6 aan bod. In § 3.7 ten slotte wordt beschreven aan welke punten aandacht moet worden besteedt om een toestand van volledige verwijdering te kunnen bereiken. Om de besluitvorming nader te ondersteunen zijn in § 3.8 risico's geïdentificeerd die gerelateerd zouden kunnen zijn aan een keuze voor volledige verwijdering en is het handelingsperspectief daarbij aangegeven. Een overzicht van de gebruikte literatuur is gegeven aan het eind.

Bijlagen

Het voorliggende rapport bevat een tweetal inhoudelijke achtergrondstudies die zijn opgenomen in Bijlagen 1 en 2. Hierin wordt dieper ingegaan op de achtergronden en eventuele (statistische) analyses van de kosten- en baten van de bestudeerde alternatieven. Bijlagen 3 tot en met 5 geven nadere onderbouwingen voor wat betreft beoogde tijdsbesteding in de toekomst, effecten van muskusratten op natuur, en op diergelateerde ziektes. Praktijkvoorbeelden van volledige verwijdering worden gegeven in bijlage 6 en bijlage 7 bespreekt wat er kan worden verstaan onder de term "kwaliteit van bestrijding".

2 Onderzoeksaanpak

Dit onderzoek is vormgegeven door nationale en internationale literatuur over wild- en plaagsoortenbeheer te bestuderen, door interviews te houden met experts uit het binnenland (met name mensen uit de bestrijding zelf) en met internationale onderzoekers of ervaringsdeskundigen op het gebied van dit type wildbeheer uit Engeland, Duitsland en België. Tevens zijn historische vangstgegevens van muskusrattenbestrijding uit deze landen bestudeerd en heeft een modelanalyse plaatsgevonden. De samenhang tussen de verschillende gegevens is geanalyseerd en vertaald in de adviezen in deze rapportage.

Het onderzoek is in samenwerking met de projectgroep van de Unie van Waterschappen tot stand gekomen. Deze projectgroep heeft kritisch meegedacht bij het formuleren van de doelstelling, de aanpak en heeft de concept- rapportage op feitelijke onjuistheden beoordeeld. Daarnaast was het de rol van de projectgroep om te faciliteren bij het verkrijgen van de noodzakelijke informatie.

3 Is volledige verwijdering een reële optie?

3.1 Inleiding

Uit internationale aanbevelingen over de aanpak van invasieve exoten (Booy et al. 2017) blijkt dat de haalbaarheid van de strategie “volledige verwijdering” beoordeeld moet worden op grond van de volgende criteria:

- a) de effectiviteit van de strategie (§ 3.2, kan het, als praktische bezwaren of andere argumenten geen rol zouden spelen?),
- b) de praktische uitvoerbaarheid (§ 3.3),
- c) de directe kosten (§ 3.4),
- d) de negatieve effecten (waaronder de indirecte financiële kosten, § 3.5), en
- e) de maatschappelijke acceptatiegraad (§ 3.6).

We lopen die aspecten in dit hoofdstuk na, en vatten in de op één na laatste paragraaf (§ 3.7) samen aan welke aspecten aandacht moet worden besteed om het doel volledige verwijdering te kunnen bereiken. Paragraaf (§ 3.8) geeft een inzicht in de risico's die met een eventuele keuze voor volledige verwijdering samenhangen en de mogelijkheden daar mee om te gaan. Voor de leesbaarheid zijn aanzienlijke stukken tekst ter onderbouwing in de bijlagen geplaatst.

3.2 Effectiviteit van de strategie: kan het?

Als de praktische beperkingen, motivatie, kosten en impact geen rol zouden spelen, is het dan mogelijk om de muskusrat compleet uit Nederland te verwijderen, en hoeveel jaar duurt dat?

Op basis van enkele aansprekende voorbeelden (§ 3.2.1), theorie (§ 3.2.2. en § 3.2.3) en inzichten van door ons geraadpleegde experts (§ 3.2.4) laten we in deze paragraaf zien dat deze vraag bevestigend kan worden beantwoord. In (§ 3.2.5) schatten we het benodigde aantal jaren in.

3.2.1 Kan het? Aansprekende voorbeelden

Aansprekende voorbeelden zijn de 11 cases op het vasteland en de duizenden voorbeelden van uitroeiing ² in Robertson et al. (2016) en Courchamp et al. (2015). Met name de voorbeelden waaruit blijkt dat de muskusrat of een sterk vergelijkbare soort, de beverrat, kan worden uitgeroeid zijn hierin van grote waarde. Deze uitroeiingcampagnes waren succesvol en de redenen waarom zijn goed bekend. Er was voldoende inzet van voldoende kwaliteit, waarbij motivatie, aansturing en sociaal-politieke omgeving geen belemmering vormden. Een overzicht van de praktijkvoorbeelden is gegeven in de tabel 3.1. Enkele voorbeelden uit Vlaanderen, Engeland en Nederland worden hieronder kort toegelicht, de overigen staan in bijlage 6.

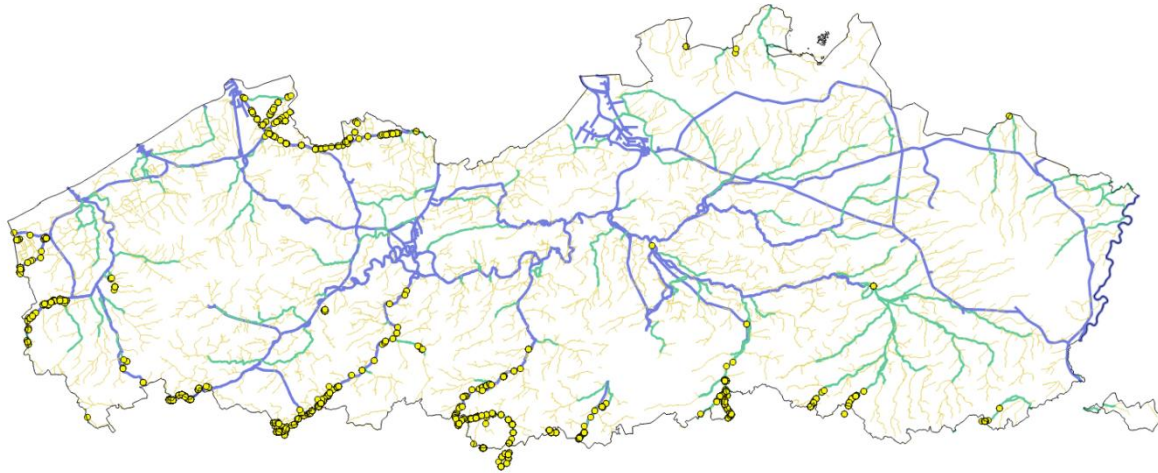
Uit de tabel blijkt dat volledige verwijdering niet uniek is in de wereld. Het is overigens wel bijzonder om het op een grote schaal als dat van Nederland te overwegen.

Vlaanderen

De vrijwel volledige verwijdering van muskusratten uit Vlaanderen duurde van 2000 tot 2013. Vóór die tijd is er een sterke toename geweest in het aantal vangsten van muskusratten van 18 in 1941 tot ca 150.000 op de bevaarbare en onbevaarbare waterlopen van het Vlaamse gewest (VMM 2010) in de

² we gaan er in dit hele stuk van uit dat uitroeiing en volledige verwijdering in hoge mate overlappende strategieën zijn. Baker (pers. med.) noemt volledige verwijdering ‘qualified eradication’ of ‘uitroeiing met een kanttekening’. Zie de definities in hoofdstuk 2.

eerste helft van de jaren 1990. Deze fase werd kenmerkt door een versnipperde bestrijding. De bestrijding was verdeeld over private partijen, gemeenten, individuele grondeigenaren en de rijksoverheid. De nieuwe aanpak en de resultaten daarvan tot 2010 zijn gedocumenteerd in VMM (2010) en Stuyck (2007). De dalende trend heeft zich doorgezet tot 2013 (730 vangsten), maar loopt sinds die tijd weer licht op (2000 vangsten tot november in 2017) door ontwikkelingen buiten de VMM. Figuur 3.1 laat zien dat vangsten in Vlaanderen vrijwel uitsluitend worden gedaan langs de rivieren en beken die instromen vanuit de grensgebieden.



Figuur 3.1. kaart met de locaties van de muskusratvangsten in Vlaanderen door de VMM van januari tot november 2017 (bron VMM).

Verenigd Koninkrijk

Robertson et al. (2016) presenteren de details van elf campagnes tot uitroeiing en verwijdering op grote schaal en de oorspronkelijke bronnen daarbij. Er zijn vijf gevallen van uitroeiing van muskusratten, waarbij het echter in de meeste gevallen slechts om een beperkt aantal (max. 3052 vangsten) ging. De duur van deze campagnes varieerde van drie tot zes jaar. De uitroeiing van de beverrat uit East-Anglia (1981-1989) is ook een zeer aansprekend en relevant voorbeeld. Het wordt in een review door Genovesi (2005) een van de grootste en meest complexe uitroeisacties genoemd die ooit in de wereld zijn uitgevoerd. Het succes ervan is te danken geweest aan een zorgvuldige wetenschappelijke planning en begeleiding, voldoende middelen en adequate regelgeving. In negen jaar tijd is met een inzet van 192 manjaar een populatie van ca. 6000 dieren (bij aanvang van de actie) definitief verwijderd.

Achteruitgang van populaties in Noord en Oost Europa zonder ingrijpen

Er zijn ook voorbeelden waar de muskusrat uit zichzelf sterk in aantallen is gedaald. De trendontwikkeling in de vangsten is de laatste decennia dalend in Polen volgens Brzezinski (2010) en in Finland (informatie van het Finland Natural Resources Institute, LUKE, <http://statdb.luke.fi>). Deze ontwikkeling is consistent met hetgeen bekend is over ontwikkelingen in Rusland (Danilov 2016), Litouwen (Ulevicius et al. 1999; Butautytė-Skyrienė et al. 2011) en Slowakije (Rajsky et al. 2003 in Lammertsma & Niewold 2005). Dit zou ten dele kunnen komen door een geringere jachtinspanning, maar er zijn ook aanwijzingen dat natuurlijke oorzaken een rol spelen (pers. med. A. Palisauskas).

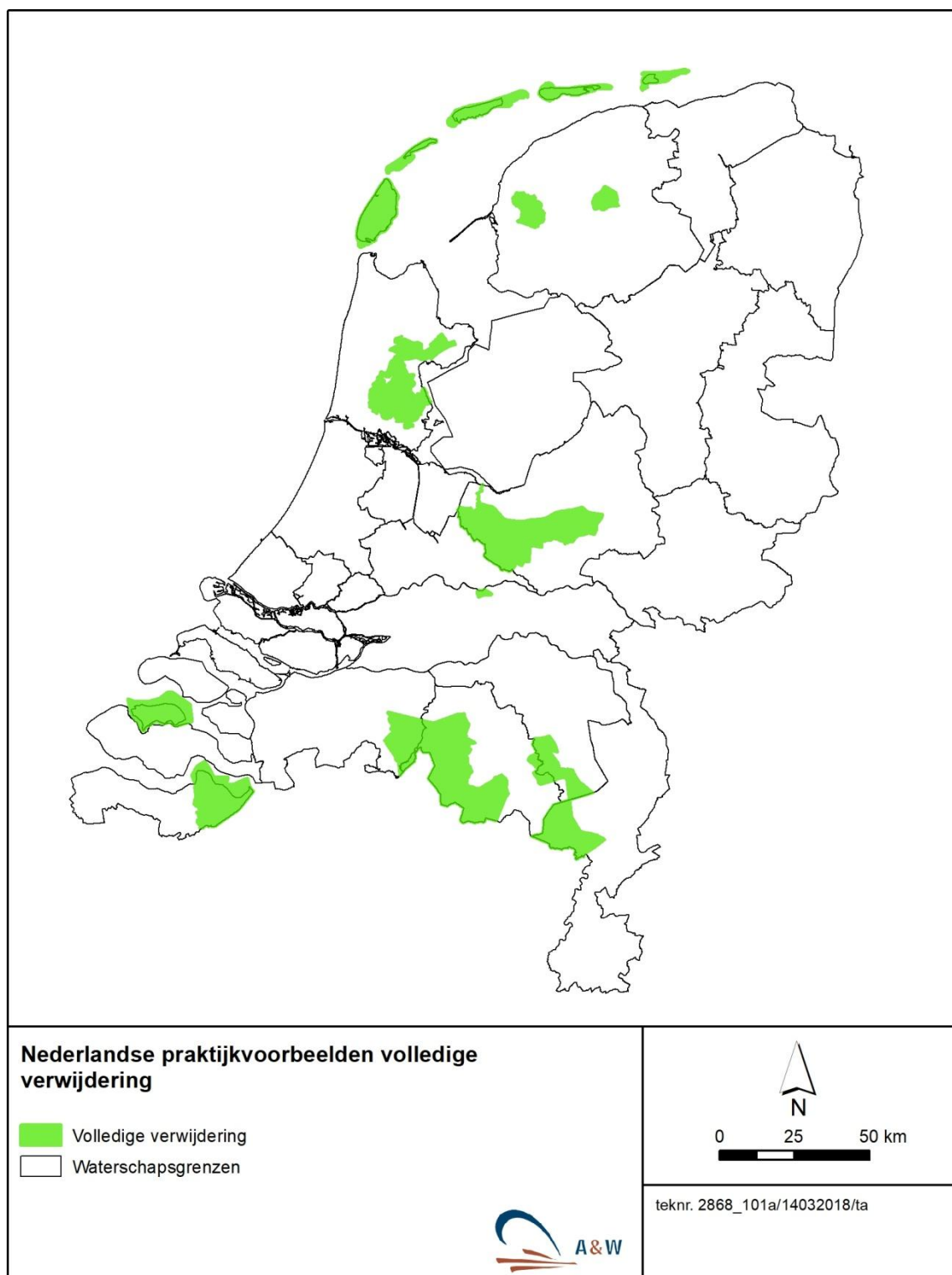
In het voorjaar van 2018 is vastgesteld dat de verspreiding van muskusratten in Zweden beperkt blijkt te zijn tot ongeveer 8 meren / moerasgebieden in het zuiden. De soort is uit zeer uitgestrekte gebieden verdwenen en miljoenen hectare primair muskusrattenhabitat zijn al 15-20 jaar niet bewoond door de soort (pers. med. P-A Åhlén). Overigens geeft de Zweedse EPA nu opdracht aan de 'Swedish Association for Hunting' om ook de resterende populaties uit te roeien.

Inzicht in de werkelijke oorzaken achter deze trends is zeer wenselijk en het is zeker de moeite waard om dit gezamenlijk met partners in deze landen verder uit te zoeken.

Binnen Nederland

Binnen Nederland bestaan enkele zeer relevante voorbeelden van situaties waarin de muskusratten populatie zó ver is teruggebracht dat er nu – ondanks voldoende inspanning- geen (of nauwelijks) vangsten meer worden gemaakt. Deze kunnen allen als voorbeeld van lokale verwijdering worden gezien. In figuur 3.2 en tabel 3.1 (zie ook bijlage VI) zijn deze gebieden aangeduid. Er zitten gebieden bij met bijzonder geschikt muskusratten leefgebied (Alde Feanen, de Beemster), gebieden waar slechts kort muskusratten hebben gezeten (Texel) of waar het juist vanaf de kolonisatie een slepend probleem was (Wommels). Het verhaal achter deze praktijkvoorbeelden is steeds hetzelfde: 1) actief de muskusratten opzoeken, 2) met vakmanschap (en een hele hoop tijd!) alle dieren wegvangen en 3) instroom voorkomen. Er is geen Nederlands voorbeeld bij waar de muskusrat uit zichzelf is verdwenen.

De duur om tot verwijdering te komen is geschat door het aantal jaren te tellen vanaf de piek in vangsten tot aan een stabiele situatie zonder, of met praktisch geen, vangsten. Deze duur varieert tussen de voorbeelden van 3 tot 13 jaar.



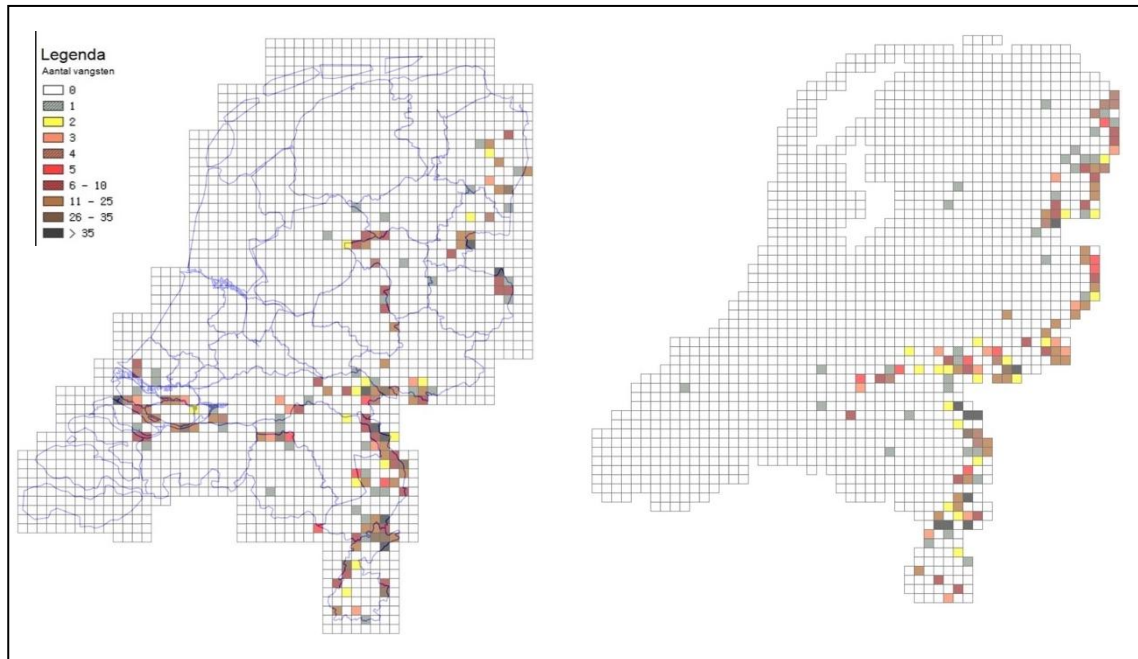
Figuur 3.2. Kaart met regio's waarin al drie jaar nul of vrijwel nul vangsten worden gemaakt en die als voorbeeld van lokale verwijdering worden gezien.

Tabel 3.1 met praktijkvoorbeelden en theoretische schattingen van benodigde tijd om tot volledige verwijdering te komen. Bronnen: 1 = vangstregistratie UvW; 2 = Robertson et al. (2016); 3 = pers. med. Marc Vanderweeën; 4 = (berekening op basis van model in van Loon et al. 2017b); 5 = extrapolatie o.b.v. Robertson et al. (2016); n.r. = is niet relevant.

Land	Organisatie	Plaats	oppervlak (km²)	periode	#jaar	km watergang	tijd (manjaar)	#dieren verwijderd	bron
Praktijk voorbeelden									
NL	WF	Schiermonnikoog		2012-14	3	157	0,4	61	1
NL	WF	Terschelling		tot 1991	n.r.	376		5	1
NL	WF	Ameland		tot 1996		278		69	1
NL	MRB-WMNL	Texel		tot 2004	n.r.			4	1
NL	WF	Wommels		2008-13	6	977	8,2	3884	1
NL	WF	Noord-Oost-27		2007-13	7	811	6,4	3319	1
NL	MRB-WMNL	Beemster				18077			1
NL	MRB-RL	Leusden		2008-12	5	1126	5,1	1761	1
NL	MRB-RL	Amersfoort		2004-12	9	899	9,0	9912	1
NL	MRB-RL	Barneveld		2003-15	13	1088	13,6	3442	1
NL	MRB-RL	Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden		2003-14	12	636		26090	1
NL	Limburgse Waterschappen	Weert				920,7		> 2822	1
NL	Scheldestromen	Noord-Beveland				319		>966	1
NL	Scheldestromen	Hulst		tot 2005		1966		>13142	1
NL	Scheldestromen	Goirle-Eindhoven							1
UK		Scropshire	1813	1932-35	4		61,0	3052	2
UK		Scotland	2815	1932-37	6		35,5	1248	2
UK		Surrey	96	1933-35	3		8,0	169	2
UK		Sussex	81	1932-35	4		18,0	52	2
Ierland		Clare/Tipperary	414	1933-35	3		21,0	487	2
UK									2
Vlaanderen	VMM		13682	2000-13	14		1312	206551	3
Theorie									
NL	UvW		33760		12		4000		4
NL	UvW		33760		12		6120		3
NL	UvW		33760		na		332		5

Beverrat

Momenteel wordt de beverrat in Nederland vrijwel alleen langs de grens gevangen in aantallen die afhangen van de instroom uit Duitsland. Het dier had voorheen kleine subpopulaties op allerlei plekken in Nederland. Door gerichte inzet van beverratbestrijding is de huidige situatie tot stand gekomen. Er hoeft nu in het grootste deel van Nederland geen of slechts weinig tijd in beverrat bestrijding gestoken te worden. Het is een succesvol voorbeeld van volledige verwijdering aan een vergelijkbare soort onder vergelijkbare omstandigheden.



Figuur 3.3 Kaart met vangsten van beverratten in Nederland in 2008 (linker paneel, 1734 vangsten tot in west Nederland) en in 2017 (rechterpaneel 1248 vangsten, vooral langs de Duitse grens).

3.2.2 Kan het? Theorie op basis van een basaal populatiemodel

Modellen zijn een manier waarmee aannames expliciet kunnen worden gemaakt. Modellen helpen kwantitatief te denken en discussies scherper te voeren. Ten slotte kunnen modellen worden benut om essentiële processen en cruciale parameters te identificeren.

We hebben twee typen modellen gemaakt om te kunnen berekenen onder welke aannames volledige verwijdering een realistische strategie is, wat de kosten zullen zijn en om aan te wijzen wat de belangrijkste stuurvariabelen zijn. Een basaal populatie simulatie model (deze deelparagraaf) en een voor Nederland gekalibreerd ruimtelijk expliciet statistisch model (§ 3.2.3).

In de bijlage I is een stuk opgenomen waarin de biologische, wiskundige (en economische) onderbouwing staat van hetgeen hier wordt gepresenteerd.

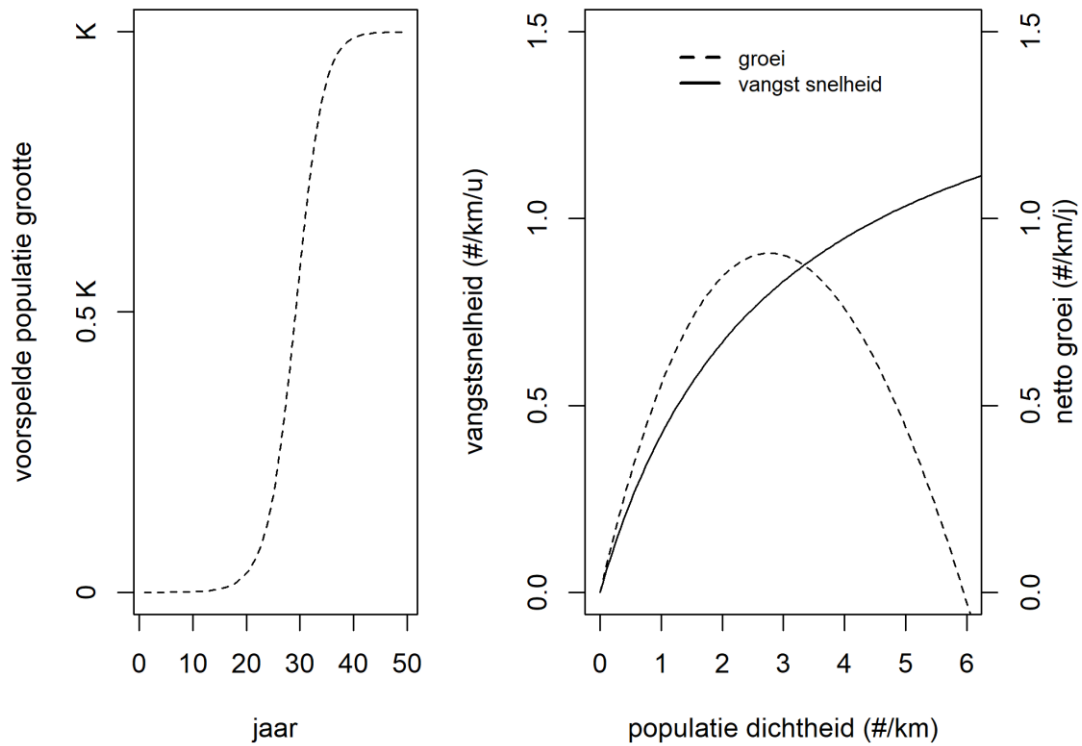
Beschrijving van het basale populatiemodel en algemene inzichten daaruit

Een standaard aanname in de populatie dynamica is dat de natuurlijke aanwas afvlakt bij hoge dichtheid vanwege dichtheidsafhankelijkheid. Onder deze aanname zal de onbestreden populatie groeien naar het zogenaamde 'draagkracht'-niveau (zie figuur 3.4a, voor een typische sigmoïde groeicurve). De natuurlijke aanwas is in absolute aantallen laag bij lage populatie dichtheid en maximaal bij ongeveer half de draagkracht. De lijn van natuurlijke aanwas die past bij de sigmoïde groeicurve is gegeven in Figuur 3.4b (de stippellijn).

Wat mortaliteit betreft zijn er diverse natuurlijke mortaliteitsfactoren. In plaats daarvan, of daarbovenop, kan kunstmatige extra sterfte worden veroorzaakt door bestrijding. Bestrijders zullen meer dieren per tijdseenheid kunnen vangen als de dichtheid hoger is. Dit is de vangstcurve (figuur 3.4b, de doorgetrokken lijn).

Het is belangrijk om te onderkennen dat de vangstsnelheid ook afhangt van hoe goed er wordt gespeurd, hoeveel moet worden gereisd (en hoe snel), hoe goed de vallen worden gezet en hoe makkelijk de speurbeelden zichtbaar zijn. Het moge duidelijk zijn dat individuele kwaliteiten, individuele motivatie en terreinomstandigheden hier voor variatie kunnen zorgen. Bij lage dichtheden zijn er overigens niet alleen minder dieren, maar gaat het misschien ook wel om een ander type dieren of dieren in moeilijker toegankelijk terrein. Dit heeft allemaal een lagere vangst snelheid tot gevolg. Bij hoge dichtheden is er een grens aan wat een bestrijder verwerken kan. De 'handelingstijd' wordt op een gegeven moment beperkend. Bestrijders hebben tijd nodig om te reizen tussen watergangen, om te speuren, om vallen te plaatsen en vooral om terug te komen en om ze te legen en eventueel opnieuw te zetten. De vangstcurve loopt daarom niet oneindig op, maar stijgt naar een plateau.

Al deze factoren bepalen de vorm van de vangstcurve, en een typische vorm is gegeven in figuur 3.4b, de doorgetrokken zwarte lijn (v/km/u). Als dieren ook bij lage dichtheden gemakkelijk kunnen worden gevangen loopt de lijn snel naar het plateau, als dat niet zo is loopt ze wat flauwer. Hoe meer uren er op jaarbasis worden ingezet, hoe meer vangsten er per jaar kunnen worden gemaakt, bij vergelijkbare populatieomvang en omstandigheden. En als de sterfte door vangsten de netto natuurlijke aanwas overtreft, zal de populatie dalen.



Figuur 3.4a (links) Hypothetische ontwikkeling van een onbestreden populatie naar het niveau van draagkracht volgens de 'sigmoïde' curve en b (rechts) Omvang van natuurlijke aanwas in relatie tot populatie dichtheid (streepjeslijn, #/km/j). In paneel B is ook een curve opgenomen van de momentane vangstsnelheid (doorgetrokken lijn, v/km/u).

De implicaties van dit model zijn uitgeschreven in de bijlage I. Daarbij is dit model, voor demonstratie doeleinden, beschikbaar via internet (hier volgt de link naar de Nederlandse versie van het model: https://altwym.shinyapps.io/single_cell_population_model_CC/). De lezer kan hier desgewenst zelf variëren met parameters en beoordelen wat er - onder de gekozen aannames- gebeurt bij constante of variabele bestrijdingsinspanning. Of onder scenario's van 'huidig doel' en 'volledige verwijdering' ³. Het model start met parameters die passen bij de werkelijke lengte watergang en vangsten van de provincie Fryslân.

Inzichten uit het basale populatiemodel

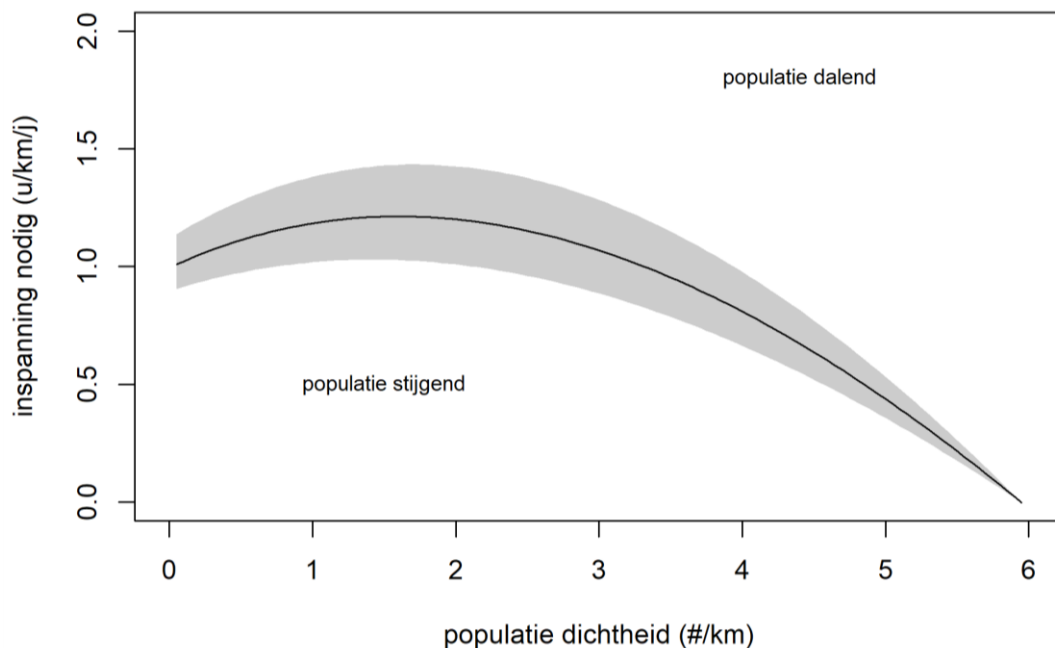
Onder de aannames in dit model volgen een aantal relevante bevindingen.

- Bij onvoldoende inspanning groeit de populatie naar het draagkracht niveau.
- Hoe vroeger voldoende inzet wordt gepleegd, hoe eerder er controle is. In het algemeen is volledige verwijdering mogelijk als er maar genoeg menstijd wordt ingezet (aannemende dat de organisatie en de kwaliteit van de inzet op orde is).
- De inspanning die nodig is voor volledige verwijdering, is afhankelijk van de startpopulatie.
- Uitroeijing is onmogelijk door immigratie, of door een teruglopende inzet in de tijd. Immigratie uit naburige populaties kan snel tot een hernieuwde populatie ontwikkeling leiden, vooral als nagelaten wordt om goed te blijven speuren. Ieder signaal van muskusratten aanwezigheid moet direct opgevolgd worden. Het is dus zaak inzet niet ondoordacht terug te schroeven als de vangstresultaten gunstig lijken. Ook is een strategie van belang waarbij herkolonisatie wordt voorkomen of vroegtijdig wordt ontdekt.
- Verder kan er uit deze verbanden berekend worden hoeveel uren er nodig zijn om een populatie stabiel te houden of te laten dalen. Daarbij is de verhouding tussen de vangstcurve en de groeicurve bepalend. Als het vallen plaatsen en controleren veel tijd kost, wordt de handelingstijd beperkend. Dan stijgt de vangcurve relatief minder snel dan de groeicurve. Deze kromme is gegeven in figuur 3.5.

Wanneer de handelingstijd beperkend is, en alles wijst daar op, dan zijn er meer uren per km nodig bij tussenliggende muskusrat dichtheden (niet heel laag en niet heel hoog). Dan is – met andere woorden- volledige verwijdering goedkoper dan bestrijden bij het huidige doel. Dit is in lijn met ervaring uit de praktijk, waar we zien dat bestrijders grotere gebieden kunnen bewerken terwijl ze nog steeds een dalende lijn in vangsten realiseren. De ervaring uit de praktijk op organisatie niveau is óók dat bestrijding met minder inzet kan, als de vangsten per km dalen. In bijlage 3 worden praktijkcijfers getoond per organisatie voor de drie meest recente jaren om dit te onderbouwen (figuur bijlage 3.2).

Het management heeft belangrijke stuurvariabelen in handen. Om de bestrijding doelmatiger te maken kan het management voldoende uren ter beschikking stellen (de stuurknop 'kwantiteit'), zorgen dat deze op de juiste plekken wordt ingezet (stuurknop 'uren op de juiste plek'), en alles in het werk stellen om de vangkans, de snelheid waarmee wordt gewerkt en vallen worden gezet en gecontroleerd te verhogen (stuurknop 'kwaliteit van inzet'; dit zijn de parameters van de vangstfunctie figuur 3.4b). Het gaat om de vakkennis en de middelen om die goed toe te kunnen passen, om transportmiddelen en vooral al die zaken die de motivatie hoog houden. Om de lezer nog meer houvast te geven over de betekenis van 'kwaliteit' staat in bijlage 7 een korte tekst hierover.

³ Nota bene: dit is een demonstratie model. Het model van Van Loon et al. (2017) doet in principe hetzelfde, maar laat de immigratie afhangen van buurcellen (het is ruimtelijk expliciet) en het is voor heel Nederland gekalibreerd.



Figuur 3.5 Het aantal uren per km dat nodig is om een populatie stabiel te houden varieert met de dichtheid. Dat heeft te maken met de aanwas en de snelheid van wegvangen. Bij de gekozen parameterwaarden (draagkracht (K) = 6 /km, Intrinsieke groeisnelheid (R) = 1.8, valplaatsing- en controle = 30-40 minuten en speurafstand = 14-20 km per dag) is dit een kromme.

Het eenvoudige model toegepast op de provinciale data

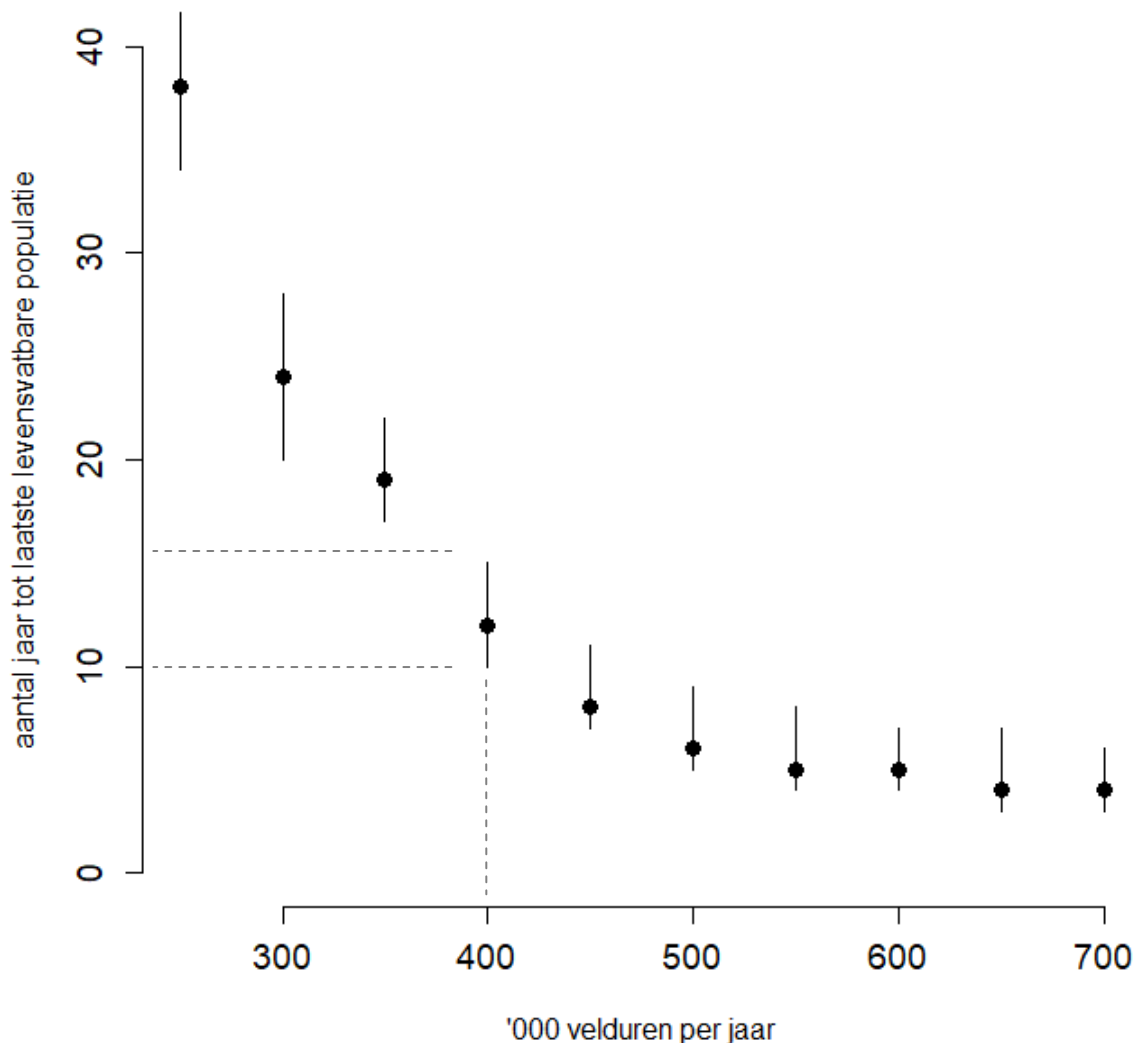
Het model is succesvol aangepast aan de beschikbare data series van vangsten en uren voor de twaalf provincies in Nederland van 1987-2013 (zie bijlage I). Hieruit blijkt dat de voorspellingen goed passen bij de waargenomen vangsten. Kwalitatief én kwantitatief is dit model dus in staat om waargenomen patronen van vangsten te reproduceren, hetgeen bijdraagt aan het vertrouwen in de algemene conclusies eruit.

3.2.3 Kan het? Statistisch model voor de schatting van muskusrat aantallen in Nederland

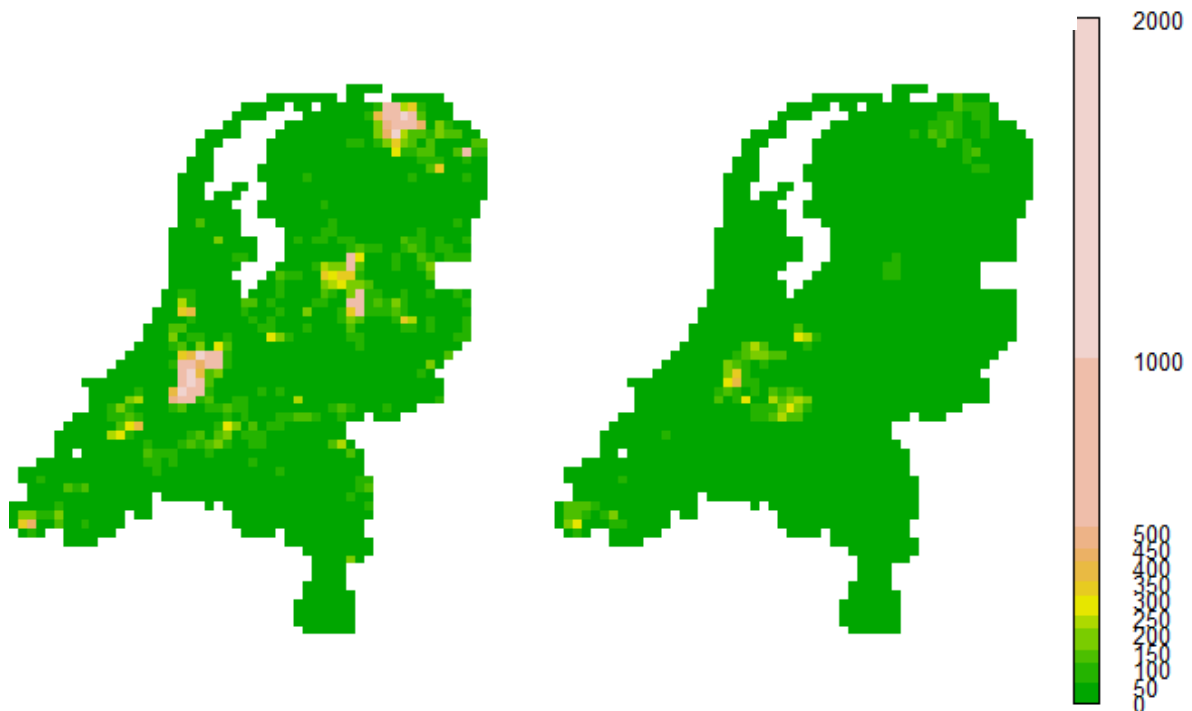
Analoog aan, en voortbouwend op, bovenstaande theorie hebben Van Loon et al. (2017) een populatiemodel gemaakt wat aangepast is aan de Nederlandse vangstgegevens maar meer detail benut in ruimte en tijd. Volgens het model van Van Loon is de verwachte tijdsduur tot verwijdering bij een inzet van 400.000 uren 12 jaar – met een foutmarge van enkele jaren. Dat deze voorspelling houvast heeft in de praktijk blijkt uit de cases die zijn samengevat in 3.2.1 en bijlage 6. De onderstaand figuur 3.6 laat de tijdsduur tot volledige verwijdering zien bij verschillende hoeveelheden velduren. Hoe meer velduren er per jaar worden ingezet, des te sneller is het stadium van volledige verwijdering bereikt. Bij de simulaties zijn de velduren in het model zo effectief mogelijk gebruikt. Dat wil zeggen, de inzet is steeds het hoogst op die uurhokken (atlasblokken of ABs) + omliggende ABs waar de meeste vangsten worden gemaakt in een voorgaand jaar (met een minimum bezetting bij alle ABs waar het voorgaande jaar vangsten waren).

De verwachte tijdsduur tot verwijdering bij een hele hoge inzet van 700.000 uren is 4 jaar – met een foutmarge van enkele jaren. Met een inzet van 350.000 uur of lager is het niet aannemelijk dat de populatie verwijderd kan worden, tenzij er iets veranderd aan de doelmatigheid van die inzet. In de figuur 3.7 is een kaartje gegeven van het meest voorkomende patroon bij een inzet van 400.000 uur – de laatste 'hoge dichtheid' zit dan in Zuid-Holland. In de meeste scenario's met een redelijk hoge inzet worden Overijssel & Groningen al in de eerste drie jaar leeg geruimd.

Het is belangrijk om op te merken dat de cumulatieve arbeidsinzet lager is naarmate de tijdsduur tot volledige verwijdering korter is. De duur tot volledige verwijdering kan ook korter worden naarmate er efficiënter (met meer kwaliteit) wordt gewerkt.



Figuur 3.6. De voorspelde tijdsduur tot volledige verwijdering bij inzet van verschillende hoeveelheden velduren. De figuur laat de gemiddelde tijd tot volledige verwijdering zien plus een 95% betrouwbaarheidsinterval (in het model speelt toeval een rol, en afhankelijk daarvan kan het soms een paar jaar langer of korter duren). Er is een drietal hulplijntjes getrokken bij een model-inzet van 400.000 velduur, om te laten zien dat de berekende tijdsduur tot volledige verwijdering dan 10-15 jaar zal bedragen.



Figuur 3.7. Kaart van Nederland met het meest voorkomende patroon bij een inzet van 400 000 uur. In de kaartjes staan de werkelijke vangsten per atlasblok (AB) per jaar voor 2016 en verwachte vangsten per AB per jaar voor 2022 (links, respectievelijk rechts). De legenda geeft het aantal vangsten per kleur van het vakje.

De beide gepresenteerde modellen zijn een forse stap verder op weg naar een beter begrip van de processen die de waargenomen dynamiek sturen. De volgende stap is om met elkaar concurrerende procesgebaseerde modellen te ontwikkelen, die elk een ander beeld geven van de mechanismen die de dynamiek aansturen, en vervolgens vertrouwen op te bouwen in de concurrerende modellen door hun voorspellingen te vergelijken met feitelijke waarnemingen. Deze benadering ligt ten grondslag aan adaptief beheer, waarbij de resultaten van eerdere managementacties worden gebruikt om de geloofwaardigheid van de concurrerende hypothesen te heroverwegen (Shea 1998).

3.2.4 Kan het? Inzichten van experts

Binnen en buiten kringen van de bestrijding in Nederland is gevraagd naar de mate waarin men denkt dat muskusratten ook uit Nederland verwijderd kunnen worden. Booy et al. (2017) laten zien dat de ene groep van invasieve exoten makkelijker uit te roeien is dan de andere. Landzoogdieren (en daar rekenen ze de muskusratten bij) en dieren van stilstaande wateren zijn eerder te verwijderen dan soorten van de zee (mariene soorten). Mits aan de randvoorwaarde wordt voldaan dat er voldoende inzet is van voldoende kwaliteit, waarbij motivatie, aansturing en sociaal-politieke omgeving geen belemmering vormen, dan is er een heel scala van experts overtuigd dat volledige verwijdering een realistische, haalbare en doelmatige strategie is. Binnen Nederland gaat het om een relevante doorsnede uit de bestrijdingsorganisatie zelf (bestrijders, teamleiders, afdelingshoofden en coördinatoren). Buiten Nederland om een relevante selectie van experts op dit gebied (UK; P. Robertson, S. Baker; Vlaanderen, Jan Stuyck, M. Vanderweeën).

Het aantal jaren dat nodig zal zijn om volledige verwijdering te bereiken is gevraagd aan de praktijkdeskundige Marc Vanderweeën van de VMM uit Vlaanderen. Deze adviseert voor "een zo groot waterrijk gebied als Nederland te beginnen met minstens 600 muskusratbestrijders, om na 10 à 12 jaar nog met 20% (120 muskusrattenbestrijders) of minder, afhankelijk van de instroom van bij de burens, de restpopulatie onder controle te blijven houden. "

Gevraagd naar de sturende factoren noemen alle experts dezelfde zaken die ook door Bomford en O'Brien als randvoorwaarden voor een succesvolle uitroeiingscampagne worden gegeven. In § 3.6 bespreken we deze criteria en geven aan dat aan allen, op die met betrekking tot immigratie na, kan worden voldaan.

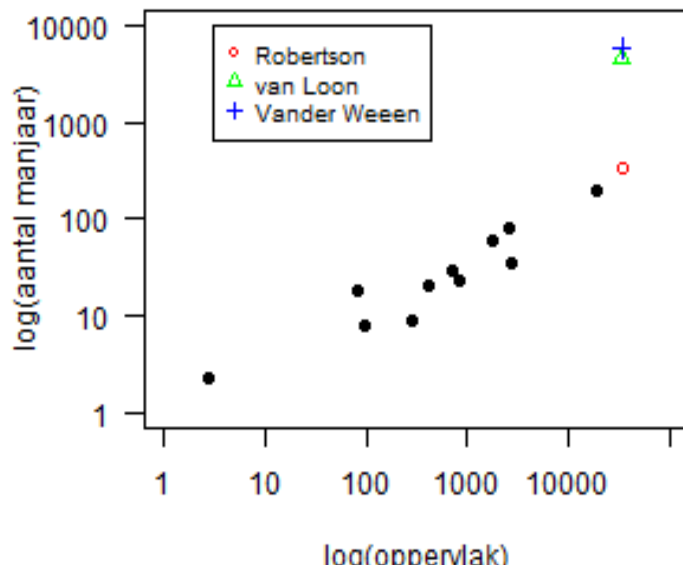
3.2.5 Kan het? Benodigde tijdspad

Aan de hand van de getallen in tabel 3.1, het persoonlijke commentaar van Vanderweeën en de modelvoorspelling van Van Loon et al. (2017) is een indicatie verkregen van de benodigde inzet en het benodigde tijdspad om tot volledige verwijdering te komen in de Nederlandse situatie.

We werken in dit rapport verder met een keuze van een benodigde inspanning over twaalf jaar van 400.000 uren per jaar. Dit, omdat we van mening zijn dat dit een haalbaar tijdschema is, wat niet overdreven lang duurt maar wel voldoende tijd biedt om het doel te bereiken. De onderbouwing van duur in relatie tot inzet is objectief geschat met een aan Nederlandse veld data gekalibreerd populatie model en ligt in dezelfde orde van grootte als de schatting van de ervaringsdeskundige.

De omvang van de jaarlijkse inzet is met 400.000 uren over een periode van twaalf jaar in dezelfde orde van grootte als hetgeen berekend kan worden uit het advies van M. Vanderweeën. Ter vergelijking zijn in figuur 3.8 de praktijkgegevens geplot van 11 situaties van uitroeiing van gewervelde invasieve exoten zoals die door Robertson et al. (2017) zijn gepubliceerd. De grafiek laat zien dat er een rechtlijnig verband bestaat tussen het oppervlak waarover de inspanning werd gepleegd (km²) en de benodigde arbeidsinzet in manjaren. Uit een extrapolatie van die praktijk voorbeelden kan een inschatting worden becijferd voor de Nederlandse situatie (zie fig. 3.8), die ons inziens veel te laag en niet realistisch is.

Het is waardevol om te proberen de duur tot volledige verwijdering te verkorten (door meer kwantiteit van inzet of betere kwaliteit van inzet te organiseren), omdat dit sterk kostenbesparend zal werken en minder doodvangsten vereist. De duur verlengen heeft een prijs.



Figuur 3.8 Benodigde werkelijke inzet (manjaar) om tot uitroeiing te komen voor 11 cases van gewervelde diersoorten op grotere landmassa's in relatie tot oppervlakte (km^2 , data uit Robertson et al., 2016). Met een rode stip is de daaruit geëxtrapoleerde voorspelling voor benodigde inzet in de Nederlandse situatie om tot volledige verwijdering te komen aangegeven. Aanvullend zijn de schattingen van Vanderweeen (pers. med.) en van Loon et al. (modelvoorspelling § 3.3.2) gegeven als blauw plusje en groene driehoek.

3.2.6 Samenvattend: het kan

Het is, kortom, mogelijk om de muskusrat compleet uit Nederland te verwijderen en dit kan binnen een redelijke termijn van 10-15 jaar verwezenlijkt worden. We hebben dit hierboven onderbouwd met de meningen van experts, theorie en voorbeelden uit de praktijk. Er is overigens veel aan gelegen om te proberen de duur tot volledige verwijdering zo mogelijk te verkorten.

3.3 Praktische uitvoerbaarheid

Uit de gesprekken met vele bestrijders, de literatuur (Baker, 2006; 2010) en interviews met experts is duidelijk geworden dat er aandacht nodig is voor het perspectief op lange termijn voor bestrijders. Het is noodzakelijk om te onderkennen dat het resultaat in het veld met de inventiviteit, de inzet en het vakmanschap van bestrijders en teamleiders moet worden gerealiseerd. In abstracte zin is het zaak dat de betrokkenen bevestigd worden in de gedachte dat de achterliggende bedoelingen van het werk zinvol zijn. Meer concreet is het vooral van belang dat er ook perspectief bestaat op inspirerend (buiten) werk op langere termijn. En heel praktisch moet het ook nog goed worden aangestuurd. Dit vraagt uitdrukkelijk inspanningen en aandacht van de organisatie en het management.

De praktische uitvoerbaarheid van volledige verwijdering hangt daarmee vooral op de volgende twee zaken:

- het logistieke en organisatorische aspect (kan voldoende kwalitatief hoogwaardige arbeid worden ingezet waar ze het meeste nodig is?);
- op de erkenning van en aandacht voor het langetermijnperspectief op zinvol en inspirerend (buiten-) werk voor de mensen die het echte werk doen.

Deze beide thema's zijn onderdeel van een parallelle analyse door Gronouwe & Bos (2018).

Er zijn geen wettelijke belemmeringen, of problemen met het verkrijgen van de juiste mensen en middelen. Toegang tot relevante gebieden is overal in Nederland geregeld of bespreekbaar. Dit laatste is overigens lokaal wel een knelpunt, omdat met name toegang in het broedseizoen door bestrijders soms als wenselijk wordt gezien, terwijl de huidige afspraken dit niet toelaten. Bestrijding is onderdeel van de jaarlijkse begrotingen, en alle benodigde vervoermiddelen, gereedschappen en steunpunten zijn al beschikbaar. Hooguit kan hierin nog wat geoptimaliseerd worden als het gaat om innovatie.

Innovaties

Het doel kan sneller worden behaald als stevig wordt ingezet op innovatie (zie bijv.: Simberloff 2013). Hierop wordt in § 3.7.3 ingegaan.

3.4 Directe kosten

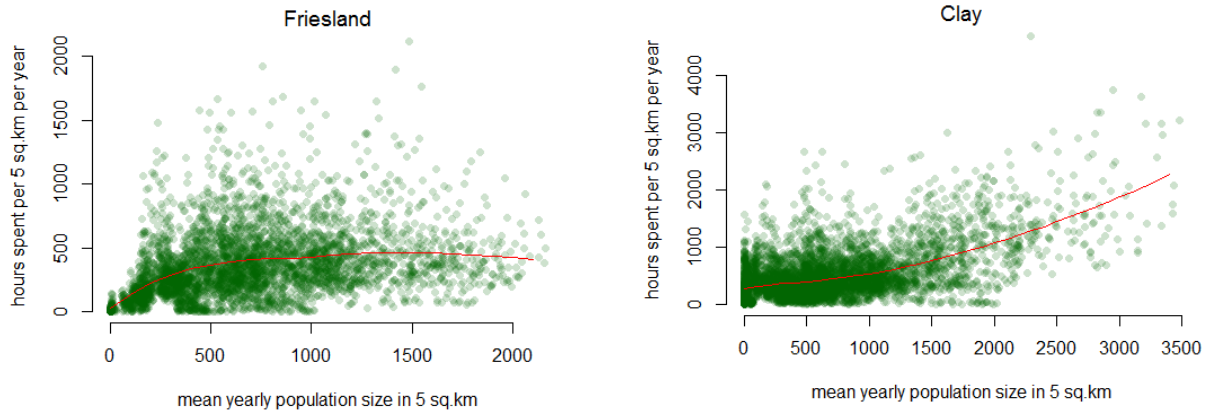
Er is in de literatuur geen goed -reeds bestaand- economisch kosten en baten model gevonden voor de muskusrattenbestrijding op het vasteland van Europa, waarmee beleidskeuzes rationeel kunnen worden onderbouwd. Bomford & O'Brien (1995) en (Clark 2010) laten echter meer in het algemeen zien dat bestrijding een economisch rationele activiteit is, zolang de inflatie niet te hoog is en de schade die een muskusrat veroorzaakt in verhouding hoog is tot de kosten om muskusratten te vangen. De essentie van hun redenering is dat het reduceren van de populatie moet worden gezien als een investering die op langere termijn kan worden terugverdiend, mits de inflatie niet te hoog is. Merk overigens op dat in deze context alleen het financieel/economische aspect wordt beoordeeld en voorbij wordt gegaan aan veiligheid, dierenwelzijn, biodiversiteit en diergerelateerde ziektes. Deze aspecten komen in § 3.5 wel aan de orde.

Reinhardt *et al.* (2003) concluderen dat uitroeiing van muskusratten op landelijke schaal in Duitsland waarschijnlijk economisch goed onderbouwd kan worden als de onderhoudskosten voor waterwegen en waterinfrastructuur meegerekend worden in aanvulling op de kosten voor volksgezondheid, landbouw en visserij. Panzacchi *et al.* (2007) laten zien dat uitroeiing van de beverrat in Italië een zeer gunstige kosten-baten verhouding zou kennen. De succesvolle uitroeicampagnes van muskusratten in Engeland zijn uitgevoerd omdat het destijds overduidelijk was dat die investering op de lange termijn kosten effectief zou blijken. Achteraf gezien is dat ook het geval.

Uit een bedrijfseconomische afweging over de bestrijding van muskusratten in Fryslân in 2010 blijkt heel helder dat de variant "niet-bestrijden" veel duurder uitpakt dan bestrijding (Bosma & Huissink, 2010): de kosten van preventie wegen niet op tegen lagere bestrijdingskosten. Onder niet-bestrijden moeten over lange lengtes waterkering preventieve maatregelen worden genomen en moeten extra kosten worden gemaakt voor controle en herstel.

De laatste belangrijke aanwijzing die we hebben is dat de bestrijdingskosten in de praktijk hoger zijn bij hogere populatie dichtheid. Dat wordt zo ervaren in Fryslân, en bij diverse andere organisaties in Nederland en in Vlaanderen. Ook van Loon *et al.* (2016) deden deze bevinding in een historische analyse van de bestrijding in Nederland. Met de populatie schattingen uit van Loon *et al.* (2017) onderbouwen we deze bevinding nader (zie figuur 3.9).

In de hiernavolgende paragrafen presenteren we twee modellen ter ondersteuning van het besluitvormingsproces, die speciaal voor de centrale vraagstelling van deze studie zijn gemaakt. Het eerste (§ 3.4.1) is een maatschappelijke Kosten-Baten analyse, het tweede (§ 3.4.2) een analytisch bio-economisch model.



Figuur 3.9. De relatie tussen bestrijdingsinzet en de voorspelde populatie grootte voor A) uurhokken in Fryslân en B) uurhokken op de klei in Nederland. Berekend op basis van de modeluitkomsten in van Loon et al. (2017b).

3.4.1 Directe kosten: Maatschappelijke Kosten-Baten analyse

In de bijlage 2 is een detailuitwerking gegeven van de kosten en baten analyse die in deze deel paragraaf wordt samengevat. De analyse is gemaakt door S. Zappeij-Ploeger, econome bij het Waterschap Zuiderzeeland. Zij heeft zich hierbij laten ondersteunen door de projectgroep. Bij het structureren van de analyse is kennis genomen van relevante analyses op dit gebied elders in Europa (Reinhardt et al. 2003; Panzacchi et al. 2007) en in Nederland (Gaaff et al. 2007; Bosma & Huissink 2010).

De directe kosten na volledige verwijdering liggen op jaarbasis op circa € 21 miljoen in de uiteindelijke situatie. Aanvankelijk liggen ze op vrijwel hetzelfde niveau als onder de huidige doelstelling. Maar na 10-15 jaar inzet op volledige verwijdering kan de besparing in het binnenland oplopen tot meer dan 10 miljoen per jaar t.o.v. de verwachte jaarlijkse kosten onder de huidige doelstelling. Het verloop van de kosten over de tijd verschilt tussen de scenario's (zie bijlage 2). Daarom is het van belang om ook naar de voor inflatie gecorrigeerde kosten en baten te kijken. Dat is in deze analyse ook gedaan door de Netto Contante Waarde (NCW ⁴) te berekenen.

Samen met de indirecte kosten en de investeringen die nodig zijn om volledige verwijdering te bereiken en te behouden wordt de NCW over een periode van 30 jaar op 740 miljoen euro geschat, bij een inflatie van 5%. Dit getal is vele miljoenen euro's lager dan de Netto Contante Waarde van de huidige variant 'jaarrond vlakdekkend bij 0,15 v/km' en 'niet-bestrijden' (zie tabel 3.2).

⁴ De Netto Contante Waarde staat voor de som van alle kosten en baten, gecorrigeerd voor inflatie over de bestudeerde periode.

Tabel 3.2 Directe kosten van de drie bestudeerde varianten van bestrijding op korte (eerste jaar) en lange (vanaf jaar 13) termijn. De laatste kolom geeft de netto contante waarde over een periode van 30 jaar, bij een inflatie van 3% en een rente van 5% (zie bijlage 2, analyse door Zappeij-Ploeger & Bos).

Variant	Directe kosten (miljoen euro)		Netto contante waarde (miljoen euro)
	korte termijn (jaar 1)	lange termijn (vanaf jaar 13)	
Volledige verwijdering	46	21	740
Huidige doelstelling	46	33	832
Geen bestrijding	57	60	1311

De drie meest subjectieve/bediscussieerbare getallen uit het model zijn:

- De kosten voor arbeid op korte en lange termijn, met name die bij niet-bestrijden;
- Het tempo en de mate waarin fysieke preventiemaatregelen worden getroffen bij niet-bestrijden;
- Het rentepercentage waarmee wordt gerekend bij het berekenen van de kapitaallasten van de fysieke preventiemaatregelen. Er is nu gerekend met 5% rente.

De uitkomsten van de Kosten-Baten analyse zijn overigens redelijk robuust voor wijzigingen in de aannames hieromtrent (zie bijlage 2).

3.4.2 Directe kosten: Bio-Economisch model

Er is ook een tweede model gemaakt, parallel aan de hierboven beschreven Kosten-Baten analyse. Het gaat om een analytisch bio-economisch model (zie bijlage 1), wat voortbouwt op de analyse met het basale populatie dynamische model (§ 3.2.2). Het is zinvol en belangrijk om een tweede model te hebben van een ander type, omdat we er van uit moeten gaan dat modellen (noodgedwongen) versimpelingen bevatten en mank zullen gaan. Als beide modeltypen uitkomsten opleveren die dezelfde richting uitwijzen, kunnen we scherper zien wat de cruciale aannames zijn en meer vertrouwen hebben in de bevindingen.

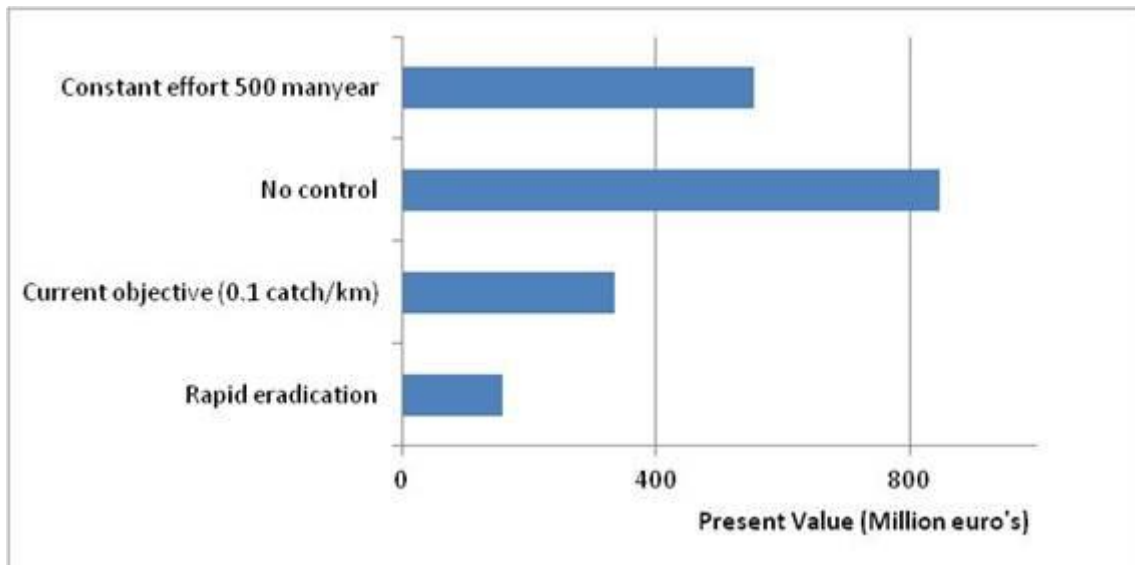
Met het bio-economische model hebben we een analyse gemaakt van de vraag onder welke aannames volledige verwijdering economisch rationeel is. Hiertoe is het basale populatie dynamische model (§ 3.2.2) uitgebreid met een economische kosten functie. Dit bouwt rechtstreeks voort op bestaande economische theorie (Clark 2010). Ook in dit geval verwijzen we naar een bijlage voor details (zie bijlage 1). De belangrijkste inzichten die voortvloeien uit de analyse zijn:

- 1) Dat de kosten van bestrijding lager worden bij sterk lagere populatie dichtheden. De natuurlijke aanwas neemt af en er is minder inspanning nodig om de populatie als geheel op een stabiel laag niveau te houden;
- 2) Dat volledige verwijdering economisch een rationele strategie is onder voor de hand liggende en realistische aannames;
- 3) Dat met name de verwachte kosten voor preventieve maatregelen maken dat een scenario zonder bestrijding veel duurder is dan scenario's met bestrijding;

Het verschil in netto contante waarde tussen de ' huidige doelstelling' en 'volledige verwijdering' wordt met dit model als zeer omvangrijk ingeschat (zie figuur 3.10). Ook het verschil met het scenario van 'geen bestrijding' is groot. Dit laatste scenario kan alleen in termen van geld concurreren met het scenario van 'volledige verwijdering' als de uitgaven voor preventieve maatregelen sterk beperkt worden t.o.v. wat noodzakelijk wordt geacht ⁵. Het is daarmee aannemelijk dat dat ten koste gaat van

⁵ In de kostenraming is uitgegaan van een bedrag van € 45 per meter voor fysieke preventie beheermaatregelen over 17.700 km kering (aantal km's waterkeringen uit Waves waterschappen), bij een afschrijvingstermijn van 30 jaar en 5% rente over de gemiddelde investering.

de openbare veiligheid tegen overstroming. Gezien het feit dat de investeringen in veiligheid tegen overstromingen in Nederland meer dan miljarden euro's bedragen, is het vrij onwaarschijnlijk dat een dergelijk compromis aanvaardbaar is voor de Waterschappen, de Nederlandse overheid en/of het grote publiek.



Figuur 3.10. De onderlinge verhouding in de berekende Present Value (Netto Contante Waarde) van de vier bestudeerde scenario's van beheer van muskusratten, zoals berekend met het bio-economische model. Het scenario 'constant effort 500 manyear' staat voor een scenario waarbij de populatie zich op een laag evenwichtsniveau stabiliseert bij een inzet van 500 manjaar⁶. De procedure en parameters zijn gegeven in bijlage 1 en de tabel b.2 daarin. De vergelijkingen zijn gemaakt voor een uitgangssituatie met een redelijk hoge muskusratten – populatie. Omdat de exacte uitkomsten mede afhangen van de startpopulatie, maar ook van allerlei andere variatie, en er geen foutenmarges zijn gegeven, dient de nadruk te liggen op de relatieve waarde (en niet de absolute waarde) van de uitkomsten. Het model is een hulpmiddel en niet gezaghebbend.

3.5 Negatieve effecten en multicriteria analyse

Bij negatieve effecten moet worden gedacht aan onbedoelde en ongunstige effecten van volledige verwijdering op de economie of ecosystemen. Op de lange termijn zijn er nauwelijks negatieve effecten geïdentificeerd. Het meest tastbare negatieve effect is een verwachte toename van waterplantenvegetatie (bijlage 4, Heine & van der Velde 1978; Danell 1996; Triplet 2015; Van der Burg & Vermaat 2017). Dit kan tot hinder zijn voor ingelanden en watersysteembeheerders die meer werk zullen hebben aan het schonen van watergangen, maar wordt positief uitgelegd als gerekend wordt in termen van biodiversiteit. Een overzicht van effecten is samengevat in de onderstaande multicriteria tabel 3.3, de bijbehorende tekst en waar nodig meer gedetailleerd uitgewerkt in bijlage 4 en 5. In de tabel zijn de drie genoemde strategieën beoordeeld op het verwachte effect op het risico profiel van de waterkeringen, alsmede op overige aspecten die voor een goede afweging van belang zijn.

Volledige Verwijdering

Onder Volledige Verwijdering zijn er vrijwel geen muskusratten in Nederland. Op vrijwel alle beoordeelde aspecten kleurt deze variant gunstig (groen, zie de tabel 3.3), behalve voor wat betreft het "personele aspect muskusratbestrijders". Dit komt omdat er een spanningsveld bestaat tussen het doel "Volledige Verwijdering" en de wens van individuele bestrijders om ook op lange termijn een baan

⁶ Deze inzet is anders (hoger) dan de verwachte inzet in de Nederlandse praktijk vanaf heden. Het uitgangspunt van alle scenario's in deze -meer abstracte analyse – was een zeer grote populatie bij aanvang.

te behouden die inspirerend is en voldoening geeft. Een laag aantal vangsten op jaarbasis kan daarnaast tot verveling leiden als er onvoldoende variatie en andere uitdaging in het werk geboden wordt. Daar staat tegenover dat de aard van de werkzaamheden in het veld ook positief verandert; in het gunstigste geval kan een bestrijder volstaan met het controleren op hervestiging, hetgeen in schril contrast staat met het voortdurend in- en uit het water klimmen en herhaaldelijk terugkomen langs dezelfde oever. Hierdoor kunnen de bestrijdingswerkzaamheden tot op hoge leeftijd uitgevoerd worden, want een bestrijder krijgt veel minder last van slijtage. Het criterium “organisatorische haalbaarheid” is oranje gekleurd onder volledige verwijdering om te benadrukken dat er wel wat moet gebeuren om deze toch ambitieuze doelstelling te kunnen behalen. Wat effecten op de ecologie betreft is eigenlijk meer nuance nodig, maar we nemen aan dat het vanuit oogpunt van biodiversiteit gewenst is de muskusrat te verwijderen (Triplet 2015). Effecten op natuur worden in de bijlage 4 meer gedetailleerd beschreven.

Huidige doelstelling

Bij vlakdekkend bestrijden met een controle doelstelling is de populatie muskusratten gemiddeld groter dan bij Volledige Verwijdering en worden meer vangsten gemaakt. Er blijft dus een -overigens zeer beperkte- zorg om graverij in de keringen, extra grond in de watergang, schade bij derden, dierenwelzijn en bijvangsten.

Tabel 3.3. Multicriteria tabel met verwachte effecten van drie strategieën op het risico profiel van de waterkeringen en overige aspecten die voor een goede afweging van belang zijn. Een kwalitatieve beoordeling is gegeven in vier categorieën. Groen: een variant scoort neutraal of positief op dit punt t.o.v. de andere varianten. Rood: een variant scoort sterk negatief op dit punt. Oranje: dit criterium is een aandachtspunt voor dit scenario. Donkergroen: dit is een onbetwistbaar pluspunt van dit scenario. Bronnen: a = BCM (2006); b = Gaaff et al. (2007); c = Klop et al. (2011) en Bos et al. (2017); d = bijlage 4; e = bijlage 5; f = § 3.4 en bijlage 2; g = Gronouwe & Bos (2018).

Aspect	Volledige verwijdering	Vlakdekkend bestrijden met controle doelstelling	Niet-bestrijden	Bron
Risicoprofiel keringen	Donkergroen	Groen	Oranje	a
Effect voor waterbeheer	Groen	Groen	Rood	b
Effect op andere beheerders (agrariërs en gemeenten)	Groen	Groen	Rood	b
Dierenwelzijn	Groen	Oranje	Groen	
Bijvangsten	Groen	Oranje	Groen	c
Ecologie	Groen	Oranje	Oranje	d
Overdracht diergerelateerde ziektes	Groen	Oranje	Oranje	e
Bestrijdingskosten (mensen en middelen)	Groen	Oranje	Groen	f
Investeringskosten				
o in fysieke maatregelen ter preventie	Groen	Groen	Rood	f
o in menstijd voor preventie door intensievere inspectie	Groen	Oranje	Rood	f
o voor herstel m.b.t. watersysteem en waterveiligheid	Groen	Oranje	Rood	f
Organisatorische haalbaarheid	Oranje	Groen	Oranje	g
Personeel aspect muskusratbestrijders	Oranje	Groen	Rood	g
Algemeen oordeel	Groen	Oranje	Rood	

Niet bestrijden

In afwezigheid van georganiseerde bestrijding bereikt de populatie regelmatig zeer hoge dichtheden. Dit brengt hoge risico's met zich mee voor de keringen, die echter grotendeels met preventieve maatregelen ondervangen zullen kunnen worden. Er komt meer grond in de watergangen en schade bij derden. Uit historische bronnen en recente interviews blijkt dat er naar alle waarschijnlijkheid enige mate van ongeorganiseerde bestrijding zal ontstaan. Er zullen ook onbedoeld dieren gedood worden bij noodzakelijke herstelwerkzaamheden (zie § 3.6). Dat betekent dat dierenwelzijn een zorgpunt kan zijn onder deze strategie. Ondanks dat dergelijke ongeorganiseerde en onbedoelde sterfte waarschijnlijk relevant is, is er toch voor gekozen om dierenwelzijn bij niet-bestrijden groen te kleuren. Gunstig is het dat bijvangsten op de lange termijn niet zullen optreden, en dat bestrijdingskosten in termen van arbeid op nul zullen uitkomen. Daar staan echter zeer hoge investeringen in preventie tegenover. Hierdoor valt, zoals berekend in § 3.4, de kosten- baten verhouding gunstig uit in het voordeel van Volledige Verwijdering.

Op basis van het bovenstaande is het dus zeer aannemelijk dat een situatie met geen of zeer weinig vangsten, zoals die wordt nagestreefd bij Volledige Verwijdering, enorme voordelen heeft boven de denkbare alternatieven.

3.6 Ethische aspecten en acceptatie

De verwachte acceptatie van volledige verwijdering hangt sterk af van de vraag of er een goede reden en onderbouwing is, of er alternatieven zijn en hoe men verwacht dat de uitwerking in de praktijk zal zijn. De acceptatie van volledige verwijdering zal groter zijn als de afweging van alternatieven serieus is gemaakt zijn en er zicht is op een transparante uitwerking in de praktijk met degelijke evaluatie momenten. Ethische aspecten spelen ongetwijfeld voor veel mensen in de samenleving mee. We besteden in deze paragraaf daarom aandacht aan de ethische aspecten en andere zaken die voor acceptatie van belang zijn.

Ethische overwegingen hebben betrekking op het feit dat dieren worden gedood, op de vraag hoe ze worden gedood en de redenering erachter (Warren 2007) en tot op zekere hoogte ook op de aantallen gedode dieren. In alle scenario's zullen er dieren worden gedood, maar de wijze waarop en de aantallen verschillen.

Onder het scenario niet-bestrijden is sterfte van dieren geen doel van het beheer, maar het zal wel voorkomen in de praktijk. De aantallen gedode dieren en de wijze waarop ze doodgaan zullen onduidelijk blijven. Bij herstelwerkzaamheden aan oevers en keringen zullen vaak hollen en burchten worden open gegraven of dicht gestampt zonder enige vorm van ecologische begeleiding of mitigatie, omdat dat praktisch niet uitvoerbaar zal zijn. Hierbij zullen ook dieren in hun hollen opgesloten raken, verwond achterblijven of sterven. Bij een bezetting van 1-11 dieren per km watergang en onderhoud aan 5% van de totale lengte (5% van 283000 = 14150km) kan dat per jaar om duizenden dieren gaan.

Onder niet-bestrijden staan er geen vallen uit die gezet zijn door een professionele bestrijdingsorganisatie met gedragscodes en toezicht etc. Op grond van ervaringen uit het verleden en gesprekken met boeren tijdens het landelijke veldonderzoek (Bos et al. 2016) is er alle reden om aan te nemen dat er in die situatie diffuus in het land vallen geplaatst zullen worden door individuele terreineigenaren. Daar zullen kwalitatief matige en slechte vallen tussen zitten die ten dele ook onjuist kunnen zijn geplaatst. Dat vergroot de kansen op dierenleed en bijvangsten. Het absoluut aantal in dergelijke vallen gedode dieren is slechts te schatten, maar als 10% van alle boeren, alsmede enkele particulieren of andere terreinbeheerders gemiddeld één dier per jaar vangt, zijn het al duizenden dieren. We hebben reden om te veronderstellen dat het alternatief van niet-bestrijden, wat soms als de meest wenselijke variant word aanbevolen (Zandberg et al. 2011), misschien vergelijkbaar, maar waarschijnlijk minder diervriendelijk is dan volledige verwijdering.

Onder alle scenario's van bestrijding bij een equilibrium dichtheid ('controle doelstelling') is sprake van 'dweilen met een zacht stromende tot druppelende kraan'. Onder het scenario volledige verwijdering worden er in relatief korte tijd veel dieren gedood. Maar, omdat als gevolg hiervan de aanwas wordt gestopt, gaat het om 'dweilen met de kraan dicht'.

Dierenwelzijn is hoe dan ook in het geding, maar volledige verwijdering steekt wellicht het meest gunstig af. Om die reden stellen we dat er onder volledige verwijdering op de lange termijn minder dieren worden gedood dan onder de alle andere alternatieven. Verder zijn er minder risico's met betrekking tot waterveiligheid, en worden op termijn minder kosten gemaakt dan onder reguliere bestrijding. Aanvullende redenen zijn dat er minder bijvangsten zullen zijn, minder risico's op overdracht van dierziekten en naar verwachting positieve effecten op biodiversiteit. Internationale conventies (Bern, CBD) en richtlijnen (Verordening EU nr. 1143/2014 over Invasieve Exoten) en adviezen (Simberloff 2013; Triplet 2015) zijn hier meer formeel ondersteunend aan. Dit zijn de redenen achter, en onderbouwing voor, volledige verwijdering die moet worden gewogen bij de ethische afweging.

Op basis van het voorgaande denken we dat een strategie van volledige verwijdering ethisch verantwoord kan worden. Er zijn ook geen andere belangrijke belemmering voor de acceptatie ervan.

3.7 Voorwaarden voor volledige verwijdering en keuzes van de projectgroep daarbij

Op grond van het bovenstaande blijkt dat volledige verwijdering mogelijk en zinvol is, maar dat aan een aantal voorwaarden moet worden voldaan. We hebben geconstateerd dat er internationaal veel ervaring is met het uitroeien van soorten of het compleet verwijderen ervan. In de vasteland situatie van Nederland is volledige verwijdering het hoogst bereikbare. Uit de internationale ervaringen blijkt dat er aan de volgende zes aspecten aandacht zal moeten worden besteedt om de kans te vergroten dat het doel wordt behaald (Bomford & O'Brien 1995):

- 1) de snelheid van verwijdering moet groter kunnen zijn dan de populatie groeisnelheid,
- 2) alle dieren die zich voort kunnen planten moeten gevangen kunnen worden,
- 3) ook bij lage dichtheden moeten dieren ontdekt kunnen worden,
- 4) herkolonisatie moet voorkomen kunnen worden,
- 5) er is ondersteuning te vinden op sociaal politiek vlak, en
- 6) de kosten/baten verhouding is gunstig.

Bij de uitwerking van het plan voor de Nederlandse situatie rangschikken we de ideeën van de projectgroep daarom op die manier. We laten zien dat de Nederlandse bestrijding aan deze criteria kan voldoen en geven de mogelijkheden voor verdere verbetering aan.

3.7.1 Voorwaarde: Vangstsnelheid groter dan de populatiegroeisnelheid

We zijn er van overtuigd dat een goede bestrijding ertoe kan leiden dat de vangstsnelheid groter is dan de populatiegroeisnelheid. Mits er voldoende tijd is, de bestrijding over langere tijd wordt volgehouden, de kwaliteit van bestrijding op een voldoende hoog niveau ligt en met een ruimtelijk samenhangende strategie wordt uitgevoerd. Er zijn hiervoor voorbeelden uit de praktijk (tabel 3.1) en er is een goede theoretische onderbouwing.

Feitelijk is dit aspect de kern van de huidige bestrijding, waarbij de bestrijding gebruik maakt van alle vangmiddelen en methodes die hen ter beschikking staan. In het kort: eventuele haarden intensief en met meerdere bestrijders tegelijk aanpakken, slim gebruik maken van combinaties van vangmiddelen en vangmiddelen aan de populatie aanpassen, terug komen op de vanglocaties, analyseren van de

vangsten, informatie uit wisselen onder bestrijders, en zorgen voor resultaatgerichte samenwerking (Wetterskip Fryslan 2015). De huidige inzet van tijd wordt als voldoende ingeschat om de populatie verder te laten dalen, zij het dat aandacht nodig is voor kwaliteit, samenwerking en innovatie (zie onder).

Het blijft nodig te investeren in goed personeelsbeleid, bijvoorbeeld door aandacht te besteden aan opleiding, kennisoverdracht, perspectief, en het optimaal benutten van de kwaliteiten van ieder individu. De huidige vlakdekkende, jaarrond benadering met regelmatige uitwisseling en flexibele inzet van mensen blijft leidend.

3.7.2 Voorwaarde: Vang alle dieren die aan voortplanting kunnen bijdragen

In theorie kunnen alle mannetjes en vrouwtjes die aan de voortplanting kunnen bijdragen worden weggevangen onder de huidige omstandigheden. Er zijn altijd seizoenen of plaatsen waarin de dieren kwetsbaar zijn en opgespoord en gevangen kunnen worden. Er zijn echter een aantal knelpunten om dit effectief en op korte termijn te doen. Het gaat dan om vrije toegang tot de gebieden in alle seizoenen en het gebruik van bijzondere dodingsmiddelen. Dit zijn overkomelijke belemmeringen, maar ze worden hier toch even toegelicht.

Omwille van natuurbescherming zijn afspraken gemaakt met terreinbeheerders om tijdens het broedseizoen bepaalde gebieden tijdelijk niet te bezoeken. De bestrijdingsorganisaties staan hier volledig achter. Maar om dit op te vangen is een extra inspanning nodig om instroom naar deze gebieden uit te sluiten en extra controles uit te voeren vóór en direct ná het broedseizoen. Concreet speelt dit vooral waar echt gevoelige soorten broeden, zoals bijvoorbeeld kraanvogels in het Fochteloërveen.

Incidenteel doen zich situaties voor waar dieren niet goed met de gangbare middelen zijn te vangen. Denk aan slimme individuen die hebben geleerd om vallen te ontwijken en veldsituaties waar klemmen lastig te plaatsen zijn. In deze situaties bespaart het tijd wanneer de mogelijkheid bestaat om 'aan te zitten met het geweer'. Dit is in delen van het land al mogelijk. Het is een methode die op jaarbasis hooguit incidenteel zal worden toegepast.

3.7.3 Voorwaarde: Ontdek dieren ook bij lage dichtheden

Het is goed mogelijk voor ervaren en competente bestrijders om ook bij lage dichtheden muskusratten op te sporen en te vangen. Kennis van de historie blijkt hier steeds een grote rol te spelen. Het is echter onvermijdelijk dat er dieren worden gemist, of dat er door dispersie en migratie dieren opnieuw op kunnen duiken in 'schone' gebieden. De kans op het vinden van deze individuen moet zo groot mogelijk worden gemaakt door in te blijven zetten op professionaliteit en veldkennis, door voldoende vaak watergangen te bezoeken, door gericht te zoeken op strategische zogenaamde "A"-locaties, een kwaliteitsslag te maken in de sturing en organisatie van de bestrijding, en door een scala aan innovaties in te zetten wat hierbij helpen kan.

Innovaties

Kansrijke innovaties hebben betrekking op

- eDNA (Cannon et al. 2016; Ushio et al. 2016; Breit et al. 2018);
- middelen om op basis van genetische methoden de herkomst van dieren te herleiden en migratie routes te identificeren (De Groot, in prep.);
- voederplekken met cameravallen (Baker 2006)
(<https://www.gwct.org.uk/wildlife/research/mammals/american-mink/the-gwct-mink-raft/>);
- drones met sensoren zoals sonar of warmtebeeldcamera;
- automatisch rapporterende vangmiddelen en zichzelf herplaatsende vallen (Campbell et al. 2015; Robertson et al. 2016).

Voor de inzet van deze innovaties adviseren we al dan niet reeds ingezette initiatieven op dit vlak te versterken. De Unie van Waterschappen heeft al een eerste succes geboekt in het opsporen van muskusratten gefaciliteerd door een positieve test op e-DNA (Breit et al. 2018). Om de innovatieve middelen sneller te kunnen ontwikkelen zijn financiële investeringen gewenst. Deze methodes zijn niet zaligmakend van zichzelf, maar aanvullend aan visuele inspectie en vangst met huidige vangmiddelen.

Ook mogelijk, maar op grond van de huidige inzichten minder kansrijk, zijn reproductie beperking (Fagerstone et al. 2010), lokstoffen (Boonstra & Krebs 1976; Barends 1996), en feromonen (Simberloff 2009).

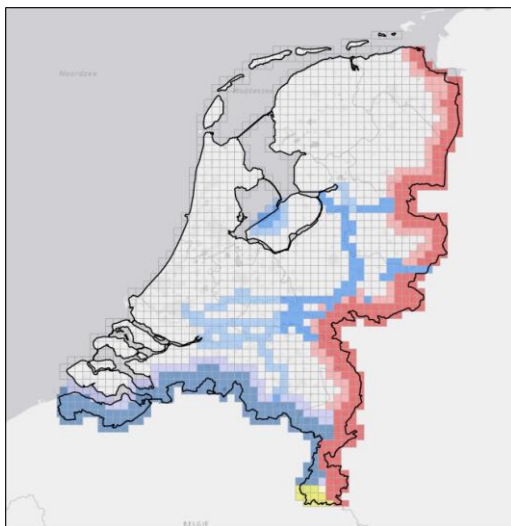
Gangbare methodes

De inzet van speurhonden wordt niet uitgesloten. In delen van het land is dit onder voorwaarden toegestaan. Ook een oproep aan het publiek om meldingen te blijven doorgeven is alleszins nuttig. Er is aandacht voor doelmatig verplaatsen, d.w.z. keuze van het juiste vervoermiddel bij het juiste terrein. De muskusrattenbestrijding kiest expliciet niet voor de inzet van gif (van Melckebeke 1986; VMM 2010) of gene-drives (waarbij genetische manipulatie aan de orde is: Esvelt et al. 2014), omdat daar sterke praktische of ethische bezwaren tegen bestaan.

Het is, ten slotte, zaak om de veldkennis over te dragen en ook de historische kennis vast te leggen. In vangstregistratie zit veel belangrijke informatie met betrekking tot "A"-locaties opgeslagen wat samen met ervaren bestrijders moet worden geanalyseerd. Mondelinge overdracht tussen de bestrijders wordt georganiseerd door de samenwerking in teams. Verder zullen regelmatig nieuwe mensen blijven worden opgeleid.

3.7.4 Voorwaarde: Voorkom herkolonisatie

Na het bereiken van volledige verwijdering is het zaak om herkolonisatie te voorkomen. Op de landsgrens wordt hiertoe een defensielijn opgezet (zie figuur 3.11 en bijlage 3). Het ligt binnen de eigen invloedssfeer om de instroom van dieren te beperken, door extra tijd te besteden in de grenszones. We blijven bekende migratie routes en verbindingzones extra monitoren. Wel willen we verbindingzones beter in beeld krijgen aan de hand van genetische technieken.



Figuur 3.11 op de landgrens en langs beken en rivieren zal de inspanning gehandhaafd blijven om herkolonisatie te voorkomen (zie bijlage 3 voor de legenda)

Het beste is de herkolonisatie te voorkomen door ook in de omliggende landen lage populaties muskusratten na te streven. Dit is overigens in lijn met Europees beleid (Verordening EU nr.

1143/2014 over Invasieve Exoten). Tot op zekere hoogte kunnen de waterschappen concrete hulp bieden buiten de landsgrens, maar het is effectiever wanneer buurlanden zelf de gehoopte bestrijdingsresultaten kunnen behalen.

3.7.5 Voorwaarde: Draagvlak en 'mandaat', overal de best passende middelen kunnen en mogen inzetten

Voor het behalen van de doelstelling is het belangrijk dat er voldoende sociaal, politiek draagvlak voor de bestrijding is en blijft én dat er wettelijk en juridisch geen onnodige beperkingen zijn. Als de bestrijding niet overal de best passende middelen kan en mag inzetten duurt het behalen van het doel langer omdat er langer bronpopulaties achterblijven.

Er is een noodzaak om te blijven onderbouwen waaróm bestrijding gekozen wordt als methode om de veiligheid te waarborgen en hoe het publiek daar aan kan bijdragen. Het draagvlak bij het publiek is nodig om politieke redenen, maar ook voor een ongehinderde toegang tot het veld, het voorkomen van vandalisme en het verkrijgen van meldingen. Voor de relatie met TBO's (terreinbeherende organisaties) geldt dit evenzo. Het draagvlak onder bestuurders is nodig om de benodigde mensen en middelen ook op langere termijn te behouden. Het juridische draagvlak moet het mogelijk houden overal te komen en de passende middelen in te kunnen zetten.

Al deze partijen verdienen het goed geïnformeerd te zijn over de omgang met dergelijke plaagsoorten wereldwijd, kennis te kunnen nemen van de onderbouwing achter de keuzes in de bestrijding in Nederland, en transparant te worden ingelicht over de voor- en de nadelen bij die keuzes.

Om dit draagvlak te verdienen en te behouden werkt de bestrijding volgens strikte protocollen, respecteert zij natuurdoelstellingen en houdt zij zich aan gemaakte afspraken met terreineigenaren daar waar maatwerk is vereist. De bestrijdingsorganisaties blijven inzetten op goede relaties met betrokkenen in het veld, waaronder TBO's. Wetenschappelijke interactie over de resultaten en -waar relevant- publicatie van de resultaten zijn ondersteunend daarin.

3.7.6 Kosten-baten verhouding gunstig

In § 3.4 is een uitgebreide financieel en economische onderbouwing gegeven waaruit blijkt dat de kosten-baten verhouding van volledige verwijdering gunstig is. Ook zijn er een paar aanwijzingen uit de literatuur en een aantal relevante overwegingen uit de praktijk waaruit dit blijkt. Ook aan het laatste criterium van Bomford & O'Brien (1995) wordt dus voldaan. Bij een situatie met lagere aantallen of zelfs helemaal geen muskusratten kan met minder mensen in de bestrijding worden volstaan en worden op lange termijn minder kosten gemaakt voor herstel van schade door graverij. Een zekere formatie blijft in de Nederlandse situatie echter nodig, omdat er vooralsnog instroom blijft en herkolonisatie tijdig teniet moet worden gedaan.

Het in stand houden van de toekomstige situatie vereist competente, professionele bestrijders die goed samenwerken en de juiste middelen tot hun beschikking hebben. De beschikbare budgetten voor bestrijding moeten niet ondoordacht en zeker niet té ver worden teruggebracht! De huidige lage populatieniveaus in grote delen van Nederland en in Vlaanderen zijn tot stand gekomen door een grote investering van mensen en middelen. De investering kan teniet worden gedaan als de capaciteit en/of de kwaliteit van de bestrijding op grond van onjuiste argumenten/zonder kennis van zaken wordt afgebouwd.

Het is ook in de toekomst noodzakelijk te blijven beschikken over een flexibel team van breed inzetbare buitenmensen, die alle kennis in huis hebben om speurbeelden te herkennen, en de juiste vallen op de juiste wijze te plaatsen.

Voor het welslagen van dit plan moet het helder zijn dat er een spanningsveld bestaat tussen het doel "Volledige Verwijdering" en de wens van individuele bestrijders om ook op lange termijn een baan te behouden die inspirerend is en voldoening geeft. In een parallelle studie (Gronouwe & Bos 2018) wordt hier nader aandacht aan besteed. Het is van belang te anticiperen op behoud van kennis, en inspiratie. Er is een noodzaak om de bestaande bestrijders scherp te houden. Dit kan door scholing, en door deelname aan onderzoek en bestrijding elders. Ten slotte wordt een in omvang beperkte doorstroming en verjonging nagestreefd.

3.8 Risico's en handelingsperspectief

3.8.1 Geïdentificeerde risico's

In deze paragraaf zijn enkele risico's geïdentificeerd die gerelateerd zijn aan een keuze voor volledige verwijdering. De risico's zijn geïdentificeerd vanuit het perspectief van de doelstellingen van de Waterschappen. In tabel 3.4 zijn deze risico's opgesomd en de mogelijkheid om het optreden ervan te voorkomen ingeschat. In de tabel is kort omschreven wat de vermoedelijke omvang is van het risico en wat de beste manier is om er mee om te gaan. De risico's die bij volledige verwijdering op kunnen treden zijn beheersbaar, en veelal kleiner dan onder de huidige doelstelling.

Inhoudelijk zijn er twee risico's te benoemen:

De eerste is het risico dat het niet lukt om tot volledige verwijdering te komen, omdat

- het organisatorisch niet voor elkaar kan worden gekregen, of
- het veel duurder blijkt te zijn dan opgebracht kan worden.

De consequentie daarvan zou zijn dat de in dit hoofdstuk benoemde voordelen (grotere veiligheid, lagere aantallen te doden dieren, lagere kosten op lange termijn, etc.) minder prominent of niet naar voren komen. De veiligheid wordt overigens nog steeds beter gewaarborgd dan onder de huidige doelstelling.

De tweede soort ontwikkeling is het risico dat het wél lukt, maar dat nagelaten wordt om herkolonisatie effectief te voorkomen. De consequentie daarvan is dat er een 'haard' kan ontstaan, zoals bijvoorbeeld gebeurde in Zuid-Holland tijdens het begin van dit millennium of proefondervindelijk tot stand is gebracht in de twee objectbeschermingsgebieden Dinteloord en Lelystad in de periode 2014-2017. Het gaat om een ongemerkt snelle populatie ontwikkeling waardoor een risico voor de waterveiligheid op kan treden, plotseling grotere kosten moeten worden gemaakt en/of veel dieren moeten worden gedood.

Het niet tot stand brengen van volledige verwijdering of het optreden van herkolonisatie met snelle populatie uitbreiding, valt in onze optiek onder de operationele organisatorische risico's. Het heeft een financieel risico en een gevaar voor calamiteiten tot gevolg. Dit risico op snelle populatie uitbreiding is reëel. Overigens is het dat ook onder de huidige doelstelling. Wel is het zo dat er mogelijkserwijs onder de huidige doelstelling een grotere capaciteit ter beschikking staat, waarmee flexibel in kan worden gegrepen bij ongewenste ontwikkelingen.

3.8.2 Omgang met de risico's

De beste manier om met de risico's om te gaan is om te zorgen voor een goed passende organisatievorm met een duidelijk mandaat vanuit de waterschappen, waarbij het management op orde is en er voldoende omvang van bestrijdingsinspanning is van voldoende kwaliteit. In de situatie van volledige verwijdering moet herkolonisatie worden voorkomen door een goed monitoringssysteem en de beschikbaarheid van voldoende capaciteit die flexibel ingezet kan worden. Aldus worden risico's vermeden en verminderd, in plaats van afgewenteld op de toekomst.

Om onbegrip bij het publiek te voorkomen is het raadzaam helder te communiceren, zodat men kan begrijpen waarom voortdurende controle op herkolonisatie nodig is.

Tabel 3.4 Overzicht van geïdentificeerde risico's gerelateerd aan volledige verwijdering. De tabel loopt door op de volgende bladzijde.

Risico	Omvang risico	Actie gericht op	Beschrijving	Beheersingsmogelijkheden
Herkolonisatie	groot	Organiseren Ontwikkelen en innoveren	Een reëel risico bestaat dat enkele muskusratten langs de 'grensbewaking' weten te komen en starten met herkolonisatie en bijbehorende negatieve effecten in het binnenland. De proeven met objectbescherming in Dinteloord en Lelystad hebben geleerd dat dit een relatief langzaam proces is, waarna exponentiele groei optreedt met de daarbij behorende schade.	Dit is de belangrijkste reden om een basisbezetting van bestrijders in Nederland te houden, die met een intensiteit van ca. 0,5u/km blijven speuren naar muskus- (en bever)ratten en deze zo nodig wegvangen. Deze bestrijders kunnen ook in teams opereren wanneer zich onverhoopt een grotere populatie heeft ontwikkeld. Daarnaast is het van groot belang dat de landsgrens dicht gehouden wordt voor de instroom van muskus- en beverratten (zie §3.7.4 en bijlage 3). Monitoring middels e-DNA bemonsteringsprogramma en cameravallen (beide in ontwikkeling) kunnen een goede aanvulling vormen om herkolonisatie tijdig te signaleren.
Gebieden met beperkingen bestrijdingsinzet (N2000, etc.)	reëel	Overleg met overheden en TBO's maken van bindende afspraken	Wanneer gebieden (in delen van het jaar) niet door bestrijders betreden mogen worden, bestaat in die gebieden een groot risico op achterblijvende populatie en/of herkolonisatie	Werken aan gezamenlijk belang om ook daar de muskus en beverrat te verwijderen om risico van schade aan biodiversiteit en veiligheid te voorkomen. Belang van ingrijpen t.b.v. biodiversiteit duidelijker uitwerken. Ook hier kan monitoring met eDNA en cameravallen de aanwezigheid van bestrijders tot een minimum beperkt houden.
Geen gemeenschappelijk belang overheden, TBO's en NGO's	klein	Uitleg, Communicatie (dialog) en lobby	Bestrijding van muskus- en beverratten ligt onder een vergrootglas. Niet iedereen is overtuigd van het nut van bestrijding en tegenstand is reëel	Hier is het van groot belang om de resultaten van het wetenschappelijk onderzoek breed te presenteren en de dialoog aan te gaan over de te voeren strategie. De voordelen van volledige verwijdering en die in stand houden zijn zowel groot op het gebied van veiligheid als biodiversiteit. Uiteindelijk zullen bij volledige verwijdering de minste dieren (ook bijvangst) gedood hoeven te worden.
Geen gemeenschappelijk belang bij de waterschappen	klein	Uitleg, Communicatie (dialog)	In de besturen van de waterschappen en ook bij de medewerkers heersen verschillende opvattingen over muskusratten bestrijding, die elkaar kunnen tegenwerken.	Ook hier is het van groot belang om de resultaten van het wetenschappelijk onderzoek breed te presenteren en de dialoog aan te gaan over de te voeren strategie. De voordelen van volledige verwijdering en die in stand houden zijn zowel groot op het gebied van veiligheid als biodiversiteit. Uiteindelijk zullen bij volledige verwijdering de minste dieren (ook bijvangst) gedood hoeven te worden. Hierbij is het ook van belang dat duidelijkheid wordt gegeven over het werk van medewerkers in de toekomst.

(vervolg tabel op volgende bladzijde)

Risico	Omvang risico	Actie gericht op	Beschrijving	Beheersingsmogelijkheden
Gebrek aan professionaliteit bij bestrijders en management	klein	Ontwikkelen murabestrijder 2.0 en leiderschap	Door ziekte of andere oorzaken kan de aandacht verslappen en een kleine populatie achterblijven/ zich opnieuw ontwikkelen (zie herkolonisatie)	Het management moet (blijven) sturen op professionaliteit en oog houden voor het vakmanschap en het resultaat. En op het verbreden van de inzet in de taken van het waterschap. De muskusratten bestrijder van de toekomst is gespitst op het schoonhouden van zijn regio samen met anderen en met inzet van alle mogelijke moderne hulpmiddelen. Deze bestrijder kan ook breder ingezet worden voor de taken van het waterschap. Ontwikkelen van strategisch personeelsbeleid met een visie op het vak muskusrattenbestrijder, taakverbreding en benodigde capaciteit in de verschillende delen van Nederland
Specifieke kennis van speuren en bestrijden gaat verloren	klein	Documenteren en opleiden Samenwerken met buitenlandse organisaties	Wanneer volledige verwijdering slaagt en ook in omringende landen de populatie afneemt, verdwijnt op den duur de kennis van de bestrijding	Een zeer klein risico, door situaties goed te documenteren (op film) en samenwerking met buitenlandse bestrijders kan de kennis op peil gehouden worden.
Te snel afbouwen van de capaciteit	reëel	Langjarig commitment van besturen	Als het goed gaat en er bijna geen muskusratten meer gevangen worden, is de natuurlijke neiging om de inzet te gaan afbouwen. Als dat te snel gebeurt vergroot dat het risico op herkolonisatie	Regionale (3-5 regio's in NL) afspraken maken om planmatig invulling te geven aan inzet en resultaat en vooraf af te spreken welk resultaat kan worden vertaald in (verminderde) inzet.
Onbegrip bij publiek	reëel	communicatie	Weerstand tegen volledige verwijdering en negatieve beeldvorming kan ontstaan door onhandige communicatie en aanwakkeren van tegenstanders	Pro-actief, op populair wetenschappelijke wijze via (social)media uitleggen wat het resultaat van het wetenschappelijk onderzoek is, waarom en welke keuzes worden gemaakt, en de dialoog aan blijven gaan.

De bovenstaande tabel 3.4 is het resultaat van een analyse waarin de verschillende vormen van risico systematisch zijn nagelopen. Hieruit volgden een aantal randvoorwaarden of uitgangspunten waaraan reeds wordt voldaan, of werden risico's onderkend die als niet belangrijk worden gezien. Voor de volledigheid zijn die zaken hieronder opgenomen in tabel 3.5.

Tabel 3.5 Randvoorwaarden, uitgangspunten en onderkende maar minder belangrijke risico's, gerelateerd aan een keuze voor volledige verwijdering. De verschillende aspecten zijn gegroepeerd per risico categorie. De tabel loopt door op de volgende bladzijde.

Risico categorie	Aard	Omvang risico bij volledige verwijdering	Opmerking	Beheersing
Strategische risico's	Institutioneel maatschappelijk	afwezig klein	De (internationale) wet en regelgeving is helder en in lijn met volledige verwijdering in § 3.6 is uitgeschreven waarom de strategie van volledige verwijdering ethisch verantwoord wordt geacht.	geen actie nodig transparantie
	technologisch	afwezig	volledige verwijdering is juist een stimulans om in te zetten op innovatie en eventuele zinvolle technologische veranderingen door te voeren	inzetten op innovatie
	juridisch	klein	juridische actie door publieke partijen of werknemers is niet meer of minder waarschijnlijk, en de strategie is in lijn met de internationale wetgeving en doelen van natuurbehoud	geen actie nodig
Operationele risico's	populatie dynamisch	klein	Er is geen reden aan te nemen dat de muskusratten populatie zódanig verandert dat volledige verwijdering onbereikbaar wordt	geen actie nodig
	ecologisch	klein	onverwachte effecten op het ecosysteem zijn nooit uit te sluiten, maar reeds bestaande voorbeelden uit binnen- en buitenland geven geen aanleiding tot zorg hieromtrent	geen actie nodig
	organisatorisch	matig-groot	er zijn meerdere organisatie vormen denkbaar. In de praktijk is de organisatie in Nederland al in staat tot dalende aantallen te komen en buitenlandse organisaties is het gelukt om tot volledige verwijdering te komen. Als echter niet voldaan kan worden aan bestrijding van voldoende kwaliteit en omvang van de inspanning blijft het doel van volledige verwijdering onbereikbaar en blijven de financiële besparingen uit.	vraag de waterschappen een helder mandaat en werk de best passende organisatie vorm uit.
	organisatorisch	matig -groot	onopgemerkte populatievorming in het binnenland. Door een basisbezetting in het binnenland in combinatie met bijvoorbeeld eDNA-monitoring zou populatievorming snel en effectief getraceerd kunnen worden.	voldoende basisbezetting en doorontwikkeling eDNA
	organisatorisch	klein	door bredere taken bestrijders onvoldoende tijd/aandacht voor muskusratten. Iedere bestrijder besteed minimaal 60% tijd aan muskusrattenbeheer.	basisbezetting is benodigd voor muskusrattenbeheer

Risico categorie	Aard	Omvang risico bij volledige verwijdering	Opmerking	Beheersing
(Vervolg) Operationele risico's	organisatorisch	matig	kennis muskusrattenbestrijding gaat verloren door lage vangsten, nieuwe mensen kunnen niet meer in Nederland opgeleid worden. In huidige situatie speurbeelden vastleggen en YouTube filmpjes maken van specifieke situaties. Bestrijders in de toekomst opleiden in het buitenland.	Nu vastleggen van werkwijzen en contact buitenlandse partners over opleidingen
	veterinair	afwezig	het eventueel optreden van een ziekte met negatieve invloed op de muskusratten werkt het bereiken van de doelstelling juist in de hand. Bij lagere populaties minder overdracht van zoönosen.	geen realistische actie mogelijk
	prijs- en markt risico's	afwezig	de doelen worden op termijn met minder inzet van kapitaal en grondstoffen gerealiseerd, en dus weegt een onverhoopte prijsstijging minder zwaar.	geen actie nodig
	persoonlijk	klein	kans op persoonlijke ongelukken in de uitvoering van de strategie is niet anders of zelfs kleiner dan bij de gangbare strategie	geen actie nodig
	IT risico	klein	de bestrijding maakt gebruik van informatie technologie maar is daar niet van afhankelijk en de risico's zijn niet anders tussen de huidige doelstelling en die van volledige verwijdering	geen actie nodig
Financiële risico's	calamiteiten	klein	de kans op het optreden van een calamiteit door graverij is kleiner bij een lagere of een afwezige populatie.	geen actie nodig
	budget overschrijding	klein	de doelen worden op termijn met minder inzet van kapitaal en grondstoffen gerealiseerd en daarom zijn ook financiële risico's kleiner.	geen actie nodig
Risico's op het gebied van kennismanagement	onbegrip bij het publiek	matig	het publiek begrijpt mogelijk niet waarom voortdurende controle op herkolonisatie nodig is	heldere communicatie
	veldinformatie niet beschikbaar	matig	snelle herkolonisatie kan optreden en dwingen tot hernieuwd hogere inspanning	Goed monitoring systeem; kwaliteitscontrole op resultaat in het veld

3.9 Conclusies

In dit rapport zijn de verschillende biologische, economische en maatschappelijke aspecten onderzocht die met volledige verwijdering samenhangen.

Hieruit kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

1. Er bestaan diverse praktijkvoorbeelden waarbij volledige verwijdering van muskusratten of beverratten succesvol is uitgevoerd. Dit succes was voornamelijk te danken aan een voldoende hoge inzet van hoge kwaliteit en een goede organisatorische ondersteuning.
2. Populatiodynamische modellen ondersteunen de theorie dat volledige verwijdering in Nederland een reële optie is. Bij een inzet van 400.000 uur per jaar zal de populatie muskusratten in Nederland binnen ongeveer 12 jaar zijn verwijderd.
3. Op basis van een bio-economische analyse kan worden geconcludeerd dat volledige verwijdering een economisch rationele optie is, waarbij de investering lager uitvalt dan de kosten die in de toekomst nodig zijn om de huidige strategie voort te zetten of niet te bestrijden. In het laatste geval is sprake van hoge kosten voor preventieve maatregelen.
4. Risico's die bij volledige verwijdering op kunnen treden zijn beheersbaar en veelal kleiner dan onder de huidige doelstelling.
5. Volledige verwijdering is mogelijk en zinvol, maar aan een aantal voorwaarden moet worden voldaan. Duidelijk is dat het bieden van perspectief voor de bestrijders, politiek/financiële steun, een goede organisatie cruciaal zal zijn.

4 Literatuur

- Baker S (2006) The eradication of coypus (*Myocastor coypus*) from Britain: the elements required for a successful campaign. In: Koike F, Clout MN, Kawamichi M, et al. (eds) *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Shoukadoh Book Sellers and IUCN, Kyoto, Japan and Gland, Switzerland, pp 142–147
- Baker SJ (2010) Control and eradication of invasive mammals in Great Britain. *Rev sci tech Off int Epiz* 29:311–327.
- Barends F (2002) The Muskrat (*Ondatra zibethicus*): expansion and control in the Netherlands. *Lutra* 45:97–104.
- Barends FKN (1996) Lokstoffen, hoe deze te maken en te gebruiken.
- BCM (2006) Gevolgen van graverij door muskusratten en beverratten voor de veiligheid van waterkeringen. DHV, Amersfoort
- BCM (2007) Preventieve maatregelen tegen graverij van muskusratten en beverratten. DHV, Amersfoort
- Beemster N (2015) Muskusratten in transecten in de moeraszone van de Oostvaardersplassen in 1987-2014. Feanwâlden
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1986) *Ecology: individuals, populations and communities*, 1st edn. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1990) *Ecology: individuals, populations and communities*, Second Edi. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Bomford M, O'Brien P (1995) Eradication or control for vertebrate pests. *Wildl Soc Bull* 23:249–255. doi: 10.1002/jwmg.358
- Boonstra R, Krebs CJ (1976) The effect of odour on trap response in *Microtus townsendii*. *J Zool London* 180:467–476.
- Booy O, Mill AC, Roy HE, et al (2017) Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biol Invasions* 19:2401–2417. doi: 10.1007/s10530-017-1451-z
- Borgsteede FH., Tibben JH, van der Giessen JW. (2003) The musk rat (*Ondatra zibethicus*) as intermediate host of cestodes in the Netherlands. *Vet Parasitol* 117:29–36. doi: 10.1016/j.vetpar.2003.07.015
- Bos D, E. Klop, Hemert H van, et al (2016) Beheer van Muskusratten in Nederland. Effectiviteit van bestrijding op grond van historie en een grootschalige veldproef. Deel 1 & 2 - Samenvatting en Achtergrondstudies. tussenrapportage. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden
- Bos D, Hollander H, Klop E, Ydenberg RC (2017) Bijvangst bij de muskusrattenbestrijding. Ontwikkeling tussen 2007 en 2016. *Zoogdier* 28:23–25.
- Bos D, Ydenberg R (2011) Evaluation of alternative management strategies of muskrat *Ondatra zibethicus* population control using a population model. *Wildlife Biol* 17:143–155. doi: 10.2981/09-115
- Bosma N, Huissink T (2010) Businesscase Muskusrattenbestrijding. Wetterskip Fryslân, Leeuwarden
- Boutin S, Birkenholz DE (1987) Muskrat and Round-tailed Muskrat. In: Novak M, Baker JA, Obbard ME, Malloch B (eds) *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Ontario Trappers Association, Toronto, pp 315–325
- Breit TM, Dekker R, Ootes C (2018) Operationaliseren eDNA technieken voor het opsporen van bever-en muskusratten. Onderdeel 3 – Praktijktoets muskusrat & traceren beverrat. Universiteit van Amsterdam, Amsterdam
- Broms K, Skalski JR, Millspaugh JJ, et al (2010) Using Statistical Population Reconstruction to Estimate Demographic Trends in Small Game Populations. *J Wildl Manage* 74:310–317.

- doi: 10.2193/2008-469
- Brooks RP, Dodge WE (1986) Estimation of habitat quality and summer population density for Muskrats on a watershed basis. *J Wildl Manage* 50:269–273.
- Brzezinski M, Romanowski J, Zmihorski M, Karpowicz K (2010) Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. *Eur J Wildl Res* 56:341–348.
- Butautytė-Skyrienė G, Paulauskas A, Ulevicius A (2011) Assessment of invasive muskrat *Ondatra zibethicus* distribution and impacts on ecosystems in Lithuania. In: 8th European Vertebrate Pest Management Conference Assessment. pp 34–35
- Campbell KJ, Beek J, Eason CT, et al (2015) The next generation of rodent eradications: Innovative technologies and tools to improve species specificity and increase their feasibility on islands. *Biol Conserv* 185:47–58. doi: 10.1016/j.biocon.2014.10.016
- Cannon M V, Hester J, Shalkhauser A, et al (2016) In silico assessment of primers for eDNA studies using PrimerTree and application to characterize the biodiversity surrounding the Cuyahoga River. *Sci Rep* 6:22908. doi: 10.1038/srep22908
- Clark CW (2010) Optimal control theory in one dimension. In: *Mathematical Bioeconomics: The Mathematics of Conservation*, 3rd edn. John Wiley & Sons Ltd, New Jersey, p 368
- Courchamp F, Chapuis J, Pascal M (2015) Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78: 347–383. doi: 10.1017/S1464793102006061
- DAISIE (2009) Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org>.
- Danell K (1996) Introductions of aquatic rodents: Lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. *Wildlife Biol* 2:213–220.
- Danilov P (2016) The Muskrat – *Ondatra zibethica* L. In: *New Mammals in the Russian European North*. pp 294–295
- de Groot A, Bos D (2018) Pilot genetische analyse van verspreidingspatronen bij muskusratten. WER, Wageningen.
- Deputy Direction of Nature (2016) *Ondatra zibethicus* risk assesment. EU, Strassbourg.
- Doude van Troostwijk WJ (1976) The Musk-rat (*Ondatra zibethicus* L.) in the Netherlands, its ecological aspects and their consequences for man. Rijksuniversiteit Leiden, Leiden
- Esvelt KM, Smidler AL, Catteruccia F, Church GM (2014) Concerning RNA-guided gene drives for the alteration of wild populations. *Elife* 3:1–21. doi: 10.7554/eLife.03401
- FACE (2014) Best practices guidelines for trapping of mammals in Europe. *Ondatra zibethicus* 2013/2014. FACE
- Fagerstone KA, Miller LA, Killian G (2010). Review of issues concerning the use of reproductive inhibitors, with particular emphasis on resolving human-wildlife conflicts in North America. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications. Paper 895. http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/895. doi: 10.1111/j.1749-4877.2010.00185.x
- Friesema IHM, Bakker J, Maas M, et al (2017) Studie “Seoulvirus in bruine ratten” Seroprevalentie van hantavirus- en Leptospira-infecties bij muskus- en beverratbestrijders in Nederland en resultaten van gerelateerd onderzoek in bruine ratten. RIVM, Bilthoven
- Gaaff A, de Gaaff R, Michels R, et al (2007) Economische schade als gevolg van graverij en vraat door Muskusratten. LEI, Den Haag
- Gast CM, Skalski JR, Isabelle JL, Clawson M V (2013) Random effects models and multistage estimation procedures for statistical population reconstruction of small game populations. *PLoS One* 8:1–12. doi: 10.1371/journal.pone.0065244
- Genovesi P (2005) Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biol Invasions* 7:127–133.
- Genovesi P (2006) *Ondatra zibethicus*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet>.
- Genovesi P, Carboneras C, Vilà M, Walton P (2015) EU adopts innovative legislation on

- invasive species: a step towards a global response to biological invasions? *Biol Invasions* 17:1307–1311. doi: 10.1007/s10530-014-0817-8
- Gosling LM, Baker SJ (1989) The Eradication of Muskrats and Coypus from Britain. *Biol J Linn Soc* 38:39–51.
- Gronouwe J (2011) Businesscase muskusratten-bestrijding WSRL en HDSR. Efficiency door samenwerking. PWC, Amsterdam
- Gronouwe J & Bos D (2018) Toekomst van het muskusrattenbeheer in Nederland
Verschillende organisatie mogelijkheden. A&W-rapport 2482. DosPisos/Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Rheden/Feenwâlden
- Hegglin D, Deplazes P (2013) Control of *Echinococcus multilocularis*: Strategies, feasibility and cost-benefit analyses. *Int J Parasitol* 43:327–337. doi: 10.1016/j.ijpara.2012.11.013
- Heidecke D, Seide P (1990) Bisamratte *Ondatra zibethicus* (L.). In: Stubbe P dr. drs. h. c. H (ed) *Buch der Hege Band 1 Haarwild*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin,
- Heine M, van der Velde G (1978) De Muskrat in de Ooypolder bij Nijmegen en zijn invloed op de nymphaeide vegetaties. *Levende Nat* 81:122–128.
- Hoffmann M (1958) Die Bisamratte. Ihre Lebensgewohnheiten, Verbreitung, Bekämpfung und Wirtschaftliche Bedeutung. Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K. G., Leipzig, Germany
- Kadlec RH, Pries J, Mustard H (2007) Muskrats (*Ondatra zibethicus*) in treatment wetlands. *Ecol Eng* 29:143–153. doi: 10.1016/j.ecoleng.2006.06.008
- Kettunen M, Genovesi P, Gollasch S, et al (2009) Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS)-Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU. *Inst Eur Environ Policy* 44.
- Klop E, van der Heide JE, Schoppers E (2011) Bijvangst muskusrattenbestrijding. Trends, oorzaken en maatregelen. Royal Haskoning, Groningen
- Lambertini M, Leape J, Marton-Lefevre J, et al (2011) Invasives: A Major Conservation Threat. *Science* (80-) 333:404–405
- Lammertsma DR, Niewold FJJ (2005) Muskusrattenbestrijding in Nederland: een quick scan naar nut noodzaak en alternatieven. Alterra, Wageningen
- Le Louarn H, Quéré J-P (2011) *Les rongeurs de France: faunistique et biologie*. 3e Edition revue et augmentée, 3rd edn. Editions Quae, Versailles
- Leboulengé E, Leboulengé-Nguyen PY (1981) Ecological Study of A Muskrat Population. *Acta Theriol (Warsz)* 26:47–82.
- Matis JH, Kiffe TR (1999) Effects of immigration on some stochastic logistic models: A cumulant truncation analysis. *Theor Popul Biol* 56:139–161.
- Matis JH, Kiffe TR, Hengeveld R (1996) Estimating Parameters for Models From Birth-Death-Migration Abundance Data : Case of Spatio-Temporal Muskrat Spread in the Netherlands. *J Agric Biol Environ Stat* 1:40–59.
- Nash JC (2014) *Nonlinear parameter optimization using R tools*, 1st edn. JohnWiley and Sons Ltd Registered, Chichester, U.K.
- Panzacchi M, Cocchi R, Genovesi P, et al (2007) Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. *Wildlife Biol* 13:159–171. doi: 10.2981/0909-6396(2007)13[159:PCOCMC]2.0.CO;2
- Pelz HJ (1996) Zur Geschichte der Bisambekämpfung Deutschland. *Mitt Biol Bundesanst Land-Forstwirtschaft* 317:219–234.
- Perry Jr. HR (1982) Muskrats. In: Chapman JA, Feldhamer GA (eds) *Wild Mammals of North America*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp 282–325
- Pirsig RM (1974) *Zen and the Art of Motorcycle Maintenance: An Inquiry into Values*. William Morrow & Company, UK
- Plug K (1988) *Handboek Muskusrattenbestrijding*. Min LNV, Den Haag
- PWC (2006) *Effectieve en efficiënte bestrijding van de muskusratten in Nederland gebaat bij*

- een landelijke organisatie onder de vlag van de waterschappen. Onderzoek naar de organisatie van de muskusrattenbestrijding in Nederland. Price WaterhouseCoopers, Utrecht
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing.
- Reinhardt F, Volkswirt MH, Bastiansen F, Bruno S (2003) Economic Impact of the Spread of Alien Species in Germany. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt)/J.W. Goethe-University, Berlin/Frankfurt/Main
- RIVM (2017) Aandachtspunten bij het werken met in het wild levende ratten. pp1–3. RIVM, Bilthoven.
- Robertson PA, Adriaens T, Lambin X, et al (2016) The Large-Scale Removal of Mammalian Invasive Alien Species in Northern Europe. *Pest Manag Sci*. doi: DOI: 10.1002/ps.4224
- Roos M, van Eerden MR (2006) Burchten van de Muskusrat *Ondatra Zibethicus* in de Oostvaardersplassen, winter 2005/2006. RIZA, Lelystad
- Shea K (1998) Management of populations in conservation, harvesting and control. *Trends Ecol. Evol.* pp. 371–375. doi: 10.1016/S0169-5347(98)01381-0.
- Simberloff D (2013) *Invasive species. What everyone needs to know*. Oxford University Press, Oxford
- Simberloff D (2009) We can eliminate invasions or live with them. *Successful management projects. Ecol Impacts Non-Native Invertebr Fungi Terr Ecosyst* 149–157. doi: 10.1007/978-1-4020-9680-8_11
- Skalski JR, Clawson M V, Millspaugh JJ (2012) Model evaluation in statistical population reconstruction. *Wildlife Biol* 18:225–234. doi: 10.2981/11-080
- Skyrienė G (2012) Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. *Ekologija* 58:357–367.
- Stemmer B (2017) Bisam und Nutria als Gefahr für Grossmuschelbestände. *Natur in NRW*, 4, pp. 24–28.
- Stuyck J (2016) Code voor goede praktijk voor het vangen van de muskusrat, *Ondatra zibethicus*, in Vlaanderen. Implementatie van Europese Overeenkomst inzake internationale normen voor de humane vangst van dieren met behulp van vallen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Stuyck J (2008) Muskusrattenbestrijding in Vlaanderen. Bevalt de nieuwe aanpak. *Zoogdier* 19:18–19.
- Triplet P (2015) Triplet, P. 2015 (update – original text 2009). *Ondatra zibethicus* CABI. *Invasive Species Compendium. Alien Species Factsheet*. In: *Invasive Species Compend*. Wallingford, UK CAB Int. www.cabi.org/isc. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/71816>.
- Uiterwijk M, De Rosa M, Friesema I, et al (2016) Staat van Zoönosen 2015. Bilthoven
- Ulevicius A, Mickus A, Madeikyte R (1999) History and present status of semiaquatic mammals in Lithuania. Osnabrück Germany, 111 *International Symposium Semiaquatic Mammals and their Habitats*. Abstracts: 44.
- Ulrich RG, Heckel G, Pelz H-J, et al (2009) Nagetiere und Nagetierassoziierte Krankheitserreger. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz* 52:352–369. doi: 10.1007/s00103-009-0798-4
- Unie van Waterschappen (2012) *Handboek Muskus- en Beverrattenbestrijding*. Unie van Waterschappen, Den Haag
- Ushio M, Fukuda H, Inoue T, et al (2016) Environmental DNA enables detection of terrestrial mammals from forest pond water. *bioRxiv* 68551. doi: 10.1101/068551
- Van der Burg PJJ, Vermaat JE (2017) Waarom verdwijnt waterriet? *Levende Nat* 118:188–192.
- van Koersveld E (1953) De Muskusrat, *Ondatra zibethica* L., in Nederland en zijn bestrijding. *Plantenziektkundige Dienst, Wageningen*
- van Loon E, Bos D, van Hellenberg Hubar C, Ydenberg R (2017a) A historical perspective on

- the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands. *Pest Manag Sci* 73:305–312. doi: 10.1002/ps.4270
- van Loon EE, Ydenberg RC, Bos D (2017b) Statistical estimation of Musk rat abundance. Altenburg & Wymenga /Universiteit van Amsterdam, Veenwouden/Amsterdam
- van Melckebeke J (1986) Muskusrattenverdelging in België. *Muskusrat & Beheer* 6:19–21.
- Vermaat JE, Bos B, Van Der Burg P (2016) Why do reed beds decline and fail to re-establish? A case study of Dutch peat lakes. *Freshw Biol* 61:1580–1589. doi: 10.1111/fwb.12801
- VMM (2010) Ratten op Vlaamse wijze. Vlaamse Milieumaatschappij-VMM, Erembodegem
- Warren CR (2007) Perspectives on the “alien” versus “native” species debate: a critique of concepts, language and practice. *Prog Hum Geogr* 31:427–446.
- Wetterskip Fryslan (2015) Samen werken aan droge voeten in Europa.
- Wobeser G, Campbell GD, Dallaire A, McBurney S (2009) Tularemia, plague, yersiniosis, and Tyzzer’s disease in wild rodents and lagomorphs in Canada: A review. *Can Vet JOURNAL-REVUE Vet Can* 50:1251–1256.
- Wymenga E (1999) Nije sompen yn’e Alde Feanen. Vegetatie en broedvogels acht jaar na inrichting van nieuwe moerasgebieden. Altenburg & Wymenga bv, Veenwouden
- Young LS, Bicknell DS, Archer BG, et al (1969) Tularemia Epidemic: Vermont, 1968 — Forty-Seven Cases Linked to Contact with Muskrats. *N Engl J Med* 280:1253–1260.
- Zandberg F, de Jong P, Kraaijeveld-Smit F (2011) Muskusrat. Op alternatieve wijze schade voorkomen. Bont voor Dieren, De Faunabescherming, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Dieren, Den Haag

Bijlage 1 Bio-economisch model van Muskusratten bestrijding in Nederland

Bio-economic model of Muskrat control in the Netherlands

Daan Bos & Emiel E. van Loon

key-words: bio-economic model, pest-control, statistical population reconstruction (SPR)

Abstract

Bio-economic models provide a tool to choose between alternative strategies of management for pest- or predator populations. Such models are meant to support thinking quantitatively and clarify the public debate by making underlying assumptions explicit. A bio-economic model was constructed for the case of Muskrat control in the Netherlands, in order to investigate under what assumptions eradication would be economically more optimal than year round control at any given equilibrium population density or no-control. The model was also used to investigate an apparent inconsistency between text-book theory and practical field experience: In practice, Muskrat control appears to become less costly at low to very low population density, while in at least two text books the opposite is assumed in general pest management situations.

The model consisted of three components, strongly simplified for reasons of tractability. The first component was a discrete logistic population model, the second a formula capturing the trapping process and the third defining the costs of control, prevention and damage. The population and trapping components were calibrated with success against existing time series of catch and effort.

Detailed model predictions are sensitive to variation in the parameters of the trapping model, such as capture probability, search rate and time required for setting and inspecting traps. These are all variables that may greatly vary with competence and motivation of the staff and its management.

Although the instantaneous catch rate increases with population density, the model indicates that trappers may be limited by time required for inspection and control of traps (the handling time in the terminology of Holling's disc equation). Under this assumption, the net recruitment may increase faster with density than trapping rate at very low to low densities. This is consistent with field experience in the sense that Muskrat trapping is indeed a very labour intensive process, in which a lot of time is lost once Muskrat are detected. This would explain why - in practice- costs of control tend to decrease when density has declined.

Model results clearly point at eradication as being optimal from an economic perspective. So, there is a strong financial incentive to strive for eradication from the perspective of the control organisation. However, this incentive has no relevance for the individual trapper, unless their personal interests are taken into account properly. The success of any Muskrat control programme is to a large extent dependent upon competent staff that works in a coordinated and motivated way. If not, models like the above, have no relevance whatsoever, other than illustrating that population numbers may very quickly increase if animals are left behind and control effort is relaxed.

A relevant conclusion from the study is that the nature of the relation between required effort for eradication and population size may be dome-shaped when the trapping process is assumed to be severely time-limited. This is a realistic assumption for Muskrat control in the Netherlands, given the field evidence, and it implies that eradication will be the economically optimal decision under a policy of control. In comparison to a policy of no-control, the decision hinges upon the costs of damage inflicted by Muskrat and the required investments in preventive measures. The first type of costs is extremely difficult to quantify reliably, but the outcome of the model is not very sensitive to it. It is the sheer magnitude of the required investment in preventive measures that leads to the conclusion that eradication will be optimal. This conclusion will also hold for 'qualified eradication', or complete removal.

Introduction

The control of undesirable populations such as pests or predators are perceptually similar to each other from an economic point of view. There are costs involved of damage, inflicted by the population, and costs associated to control of these populations and/or costs for alternative measures to prevent damage. Economic theory provides the tools to calculate the economic optimal equilibrium density of a population concerned (Clark 2010). The general idea is often that complete elimination, eradication, would be expensive, if not impossible. This is related to the fact that locating and removing individual animals takes progressively more time and expense as density declines (Begon et al. 1986; Begon et al. 1990; Bomford and O'Brien 1995; Clark 2010), and the implicit assumption that it may be more costly to maintain rates of removal sufficiently high to make populations decline further. Under this reasoning costs of control increase as density declines.

Muskrat in the Netherlands are an interesting case in this respect because the stakes are high and the costs that are involved are enormous. Muskrat cause extensive damage by burrowing into dykes and banks and a costly control programme (33.4 million euro's in 2018) has been in place as of its invasion in 1941 (Barends 2002). Public safety is at stake, because the Netherlands comprise low-lying regions that rely on a potentially vulnerable dyke system, but there are also issues of animal welfare (Zandberg et al. 2011) and economic damage (Gaaff et al. 2007). Interestingly enough, there are observations from the field indicating that costs of control actually decline, rather than increase, as populations become small (see figure 1; but also van Loon et al. (2017a) and VMM (2010)). Finally, there are quantitative measurements for burrowing damage available (Gaaff et al. 2007; Bos et al. 2016) and there is a wealth of data that allow the calibration of population dynamic models (van Loon et al. 2017b).

Muskrat in Europe

The Muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) is semi-aquatic. It is native to North America and is considered an exotic species in Europe. Basic reviews of its natural history and ecology are given by Perry (1982), Boutin & Birkenholz (1987) and Heidecke (1990). The history and result of Muskrat introductions in Europe, as well as their dispersal rates and the impact of Muskrat on biota and their habitats in north-western Europe, are discussed in Danell (1996). Nowadays, Muskrat are present everywhere in the lowlands of north-western Europe (Le Louarn and Quéré 2011), and in some regions a control programme is in place. With how much conviction and by what strategy the control is implemented, however, varies greatly by region. In line with recommendation of the global Convention on Biological Diversity (CBD, Aichi Target 9; <https://www.cbd.int/sp/targets/>) and scientific sources (Genovesi 2005; Lambertini et al. 2011), policy initiatives are now in place in Europe targeting high profile Invasive Alien Species, such as the Muskrat (Genovesi et al. 2015). Under recent European legislation, the Muskrat is identified as posing a high risk (EU list associated to Regulation (Eu) no 1143/2014 of the European Parliament and of The Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species) and Member States will be required to take appropriate action if the species is found on their territories. The European Commission and Member States need to consider the cost of inaction as well as the cost-effectiveness and socio-economic aspects of control. The analysis presented in this paper is highly relevant in this respect.

Muskrat control in the Netherlands

The habitat available for Muskrat in The Netherlands is of high quality, as it offers a vast network of waterways, an ideal vegetation, a mild climate, and carefully controlled water levels. Consequently, their populations can grow very quickly. Muskrat readily burrow into river banks,

dikes, levees and dams, so threatening the integrity of these structures, which in The Netherlands and other low-lying parts of north-western Europe are essential for public safety. Control measures in The Netherlands began immediately after the first animals were recorded. The history of the control programme is described by Barends (2002), van Koersveld (1953) and van Troostwijk (1976). The primary reason for control in the Netherlands is public safety, but economic damage is an important side argument. Additional to that a case may be made that Muskrat have negative effects on biodiversity (Deputy Direction of Nature 2016; Triplet 2015; Vermaat et al. 2016; Stemmer 2017), and should be removed for that reason. Finally, Muskrat are carriers of many type of disease that may be transferred to humans (e.g. Tularemia, Leptospirose and several types of tapeworm. Borgsteede et al. 2003; Ulrich et al. 2009; Wobeser et al. 2009; Skyrienė 2012), but a claim that Muskrat could significantly contribute to actual outbreaks of such zoonoses is difficult to substantiate with the data available (M. Maas, pers. comm.).

The Dutch control programmes utilized lethal traps only; no poison was used. Details of the trapping process are described by Plug (1988), Barends (2002) and for Flanders in Stuyck (2008; 2016). Current responsibility for the programme is delegated to the Dutch water authorities (DWA), but previously the control had been in the hands of the national Plant Disease Service and provincial authorities. In spite of these organisational changes, detailed records were kept from the very beginning on the amount of trapping effort (man hours) and the numbers of animals killed. These data strongly suggest that current population size in the Netherlands is relatively low in comparison to the 1980's and 1990's (van Loon et al. 2017a; van Loon et al. 2017b).

At high population sizes of Muskrat, trappers have to spent enormous amount of time stepping in and out of the water to set traps and check them. They regularly have to return and check whether there are still animals left behind. When catch rates decline, at very low to low population densities, it becomes sufficient to pass by and check whether Muskrat are indeed absent. Thus, when densities become low, the trappers are able to cover larger lengths of waterway with the same frequency of inspection or they can return more often to check for remaining populations in areas that are suspect. As a consequence, control organisations are observed to invest less in labour given that they have arrived at a situation of greater control, while catch rates continue to decline (see figure 1).

The control measures are expensive, large numbers of animals are killed and other species are killed as well, directly or indirectly, as side effects of the control measures (Bos et al. 2017). Hence, there is ongoing public debate within the Netherlands on the desirability and effectiveness of Muskrat control (Zandberg et al. 2011). There is, on the other hand, adequate evidence from practice, theory, statistical and experimental work to support the statement that Muskrat control can affect populations, provided that the levels of investment are in adequate proportion to population size (van Loon et al. 2017, Bos et al. in prep.). These sources suggest that it may be worth to pursue complete removal of Muskrat (*sensu* Robertson et al. 2016), rather than the current objective of an equilibrium population size at less than 0.15 catch/km.

Preventive measures

A theoretic alternative to maintaining public safety by Muskrat control is preventing damage to essential dike systems. There is an approximate length of 17780 km of earthen structures (dikes and levees) in the Netherlands, a large part of which directly borders the water. There is a suite of measures conceivable that could discourage Muskrat from burrowing into these structures or which would make burrowing impossible or irrelevant (BCM 2007; Zandberg et al. 2011). The cheaper option of these would be to apply mesh wire of a suitable type along the

length of all the dikes and levees. Thus, given the large length, a substantial annual investment in preventive measures would be required to maintain public safety in the absence of control. Other tangible economic damage and intangible costs of Muskrat presence can –of course- not be prevented in this way: There still is, for example, a considerable length of ditches and regional waterways (293.000 km of waterway, minus all natural watercourses, large rivers, canals with impenetrable banks etc) where regular repair of burrowing damage to banks would be required.

Text book-theory

As mentioned above, Muskrat control appears to become less costly in practice, at very low to low population density (see figure 1 and analysis in van Loon et al. 2017). However, in general pest management situations, the opposite is assumed (Begon et al. 1986, 1990; Clark 2010). The curve of costs for achieving any particular pest density, by control or otherwise, is assumed to be a declining function of pest density. In Clark (2010) a linear, monotonous decline was assumed, while in Begon et al. (1986; 1990) a curve-linear declining relation is presented (see figure 2). Under such an assumption the economic optimal level of the pest density is at intermediate pest density, the so-called Economic Injury Level (EIL).

Objective

The objective of the study was to investigate under what assumptions eradication would be economically more optimal than 1) year round control at any given equilibrium population density, or 2) no-control. The central question is related to the apparent inconsistency between textbook-theory and practical field experience: Is it possible to imagine a set of assumptions under which control becomes less costly at lower population density?

Figure 1. Field data of catch and effort per control organisation ($n=8$) relating the absolute annual catch ($\#/km/y$) to annual effort invested ($h/km/y$). The data illustrate that in practice, control tends to be exerted with less effort at lower levels of annual catch, while annual catch continues to decline. Data for three years (2015-2017). The multiple linear regression indicates highly significant effects of annual catch, control organisation and year ($n=3$) ($R^2_{adj} = 0.95$, $F_{9,14} = 49.49$ $p < 0.001$).

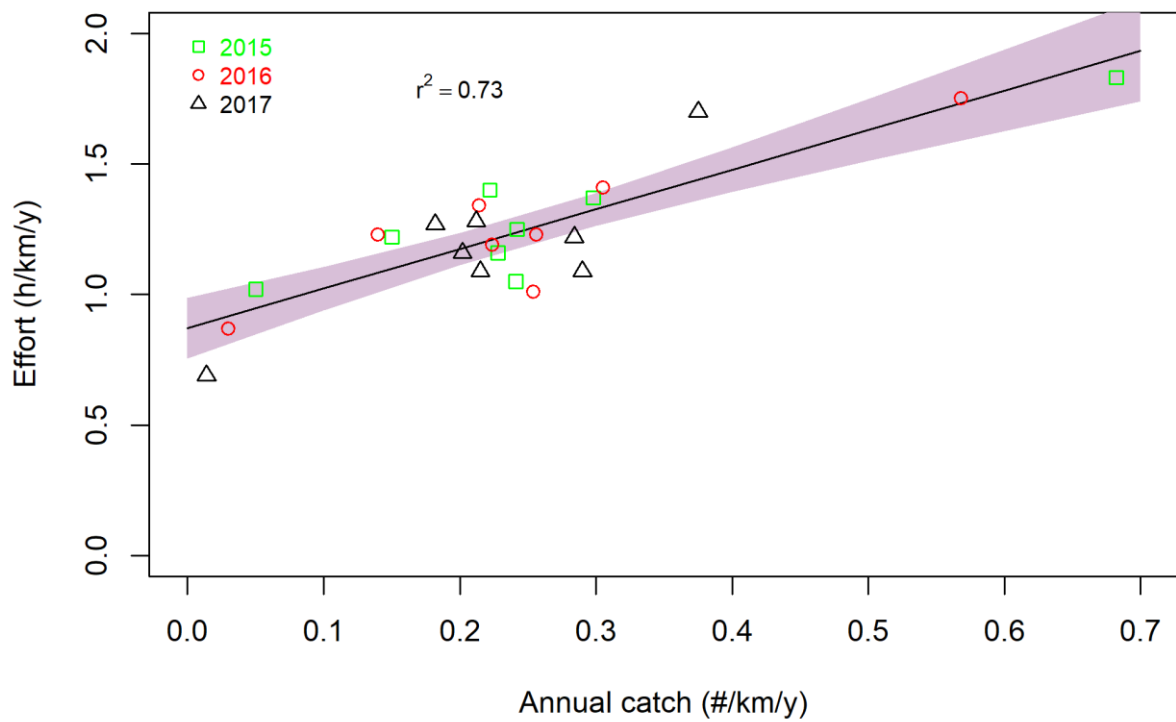


Figure 2. Copied from Begon et al. (1990). The curve of the costs for achieving any particular pest density, by control or otherwise, is assumed to be a declining function of pest density in general economic theory of pest- and predator management.

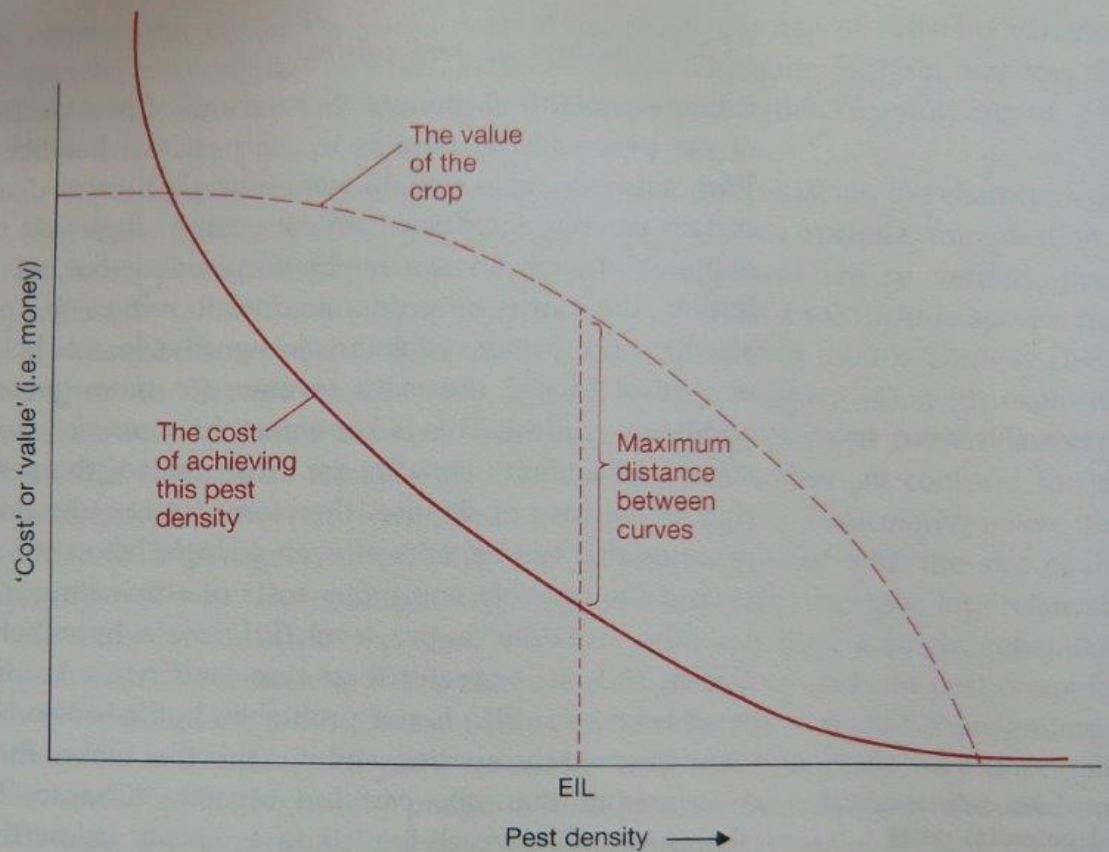


Figure 16.2. The definition of the economic injury level (EIL). The value of a crop declines with increasing pest density until the pests make the crop effectively valueless. The cost of achieving a particular pest density increases as that pest density gets smaller (i.e. more stringent 'control' is required). The EIL is the pest density at which value exceeds cost by the greatest amount. (After Headley, 1975.)

Methods

We defined a bio-economic model consisting of three modules. 1) Population dynamics, 2) Trapping and 3) Costs.

The basic decision variable is the effort to invest in control, or the labour-investment. The costs are modelled as the sum of labour, the cost of damages from the surviving Muskrats over time and the annual costs of preventive measures. The model was kept as simple as possible, while retaining some degree of realism. A deterministic rather than a stochastic model was chosen. The population and trapping components of the model were parameterized by nonlinear parameter optimization (Nash 2014) to existing data. Using computer simulations the general behaviour of the model was studied. The discounted present value of all costs was calculated, as a function of the decision variable. This, finally, led to the cost minimizing decision.

Muskrat Population Dynamics (with Trapping)

Assume a stock-recruitment model:

$$X_{t+1} = rS_t e^{\frac{LN(r)S_t}{K}}, \text{ with } S_t = X_t - R_t + i \quad (1)$$

where X_t = adult population at start of year t ; S_t = escapement in year t ; R_t = removals in year t ; r = intrinsic growth rate, K = carrying capacity and i = net immigration.

Muskrat Trapping Model

The trapping process is modelled using a non-linear (Type II) functional response, a rectangular hyperbola, known as Holling's disc equation. The type II functional response is characterized by a decelerating catch rate (which is analogous to intake rate). The removals are a function of time spent, i.e. effort (E , man year), and population density.

The functional response was built from a mechanistic perspective; Depending on population density the time is spent differently in the field, as was explained in the introduction. At low densities of Muskrat, trappers cover larger areas (while maintaining a stable or close-to-zero catch) than at high densities. At low Muskrat densities- most of the time in the field is thus spent searching for signs. At higher Muskrat densities much time is lost placing traps, and returning frequently to inspect them.

Consider a given geographical area, having total length of waterways L km. Assume that there are E trappers, who can:

(a) search for Muskrat; each trapper can search up to w km per day. w = SearchRate. After locating a Muskrat-burrow, the trappers set a trap, requiring time t_{set} days.

(b) inspect existing traps and remove Muskrats, which requires time $t_{inspect}$ days per trap.

The probability that a Muskrat enters a trap is assumed to be a constant, say c .

The average number of Muskrats captured per day is given by

$$R_t = \frac{cEwX(t)/L}{1 + wX(t)(t_{set} + t_{inspect})/L} \quad (2)$$

Where, c = capture probability, E = effort (manyear), w = search rate (km/day), L = length of waterways (km) and $(t_{set} + t_{inspect})$ = the sum of time to set and inspect traps. This is a saturating function of the Muskrat population size $X(t)$. It is -in fact- Holling's disk equation.

The formula can be simplified to:

$$R_t = \frac{Const_1 E X(t)}{(1 + Const_2 X(t))} \quad (3)$$

Where

$Const_1 = \text{Workyear} * c * w / L$. In which WorkYear= the number of working days in a man-year =250; $Const_2 = w * (t_{set} + t_{inspect}) / L$

Bio-economic Model

The decision variable for the bio-economic model is annual effort $E(t)$, $t = 0, 1, 2, \dots$ (man year). Total annual costs are then $c_1 E(t) + c_2 X(t) + c_3$ for labour, Muskrat damage and preventive measures, respectively. The discounted costs are summed over a period of 30 years. Using the population and trapping models, we thus obtain a standard dynamic optimal control problem to determine the optimal effort levels $E(t)$. Obtaining a numerical solution requires parameter estimates for everything. The biological model parameters are r and K . The trapping model uses parameters $L, w, (t_{set} + t_{inspect})$ and c . Economic parameters are c_1, c_2, c_3 and δ , where δ is the discount rate.

General model behaviour

By systematically varying the parameters of the population and trapping model components, we investigated under what assumptions the costs of Muskrat control would decline, rather than increase, when approaching low to very low Muskrat densities. Appropriate parameter values for the start of studying the general model behaviour were obtained by taking the median value of the valid parameter sets that resulted from the nonlinear parameter optimization routine described below.

Parameter estimation and parameterisation

The biological parameters r and K , as well as the parameters for the trapping model, have been estimated by fitting observed data on catch and effort for twelve time series to the model. These data had been gathered for the sake of a historical analysis and are carefully described in that study (Loon et al. 2016). The model fitting was done using nonlinear parameter optimization using functions and libraries in R (R Core Team 2013; Nash 2014). In order to reduce the number of parameters to be estimated in this analysis, the parameters SearchRate (w), SetInspectionTime ($t_{set} + t_{inspect}$) and the average number of Muskrats captures per trap (c) were substituted by two constants ($const_1$ and $const_2$). This was possible because of the mathematical dependency of these parameters⁷. Immigration (i) was included in this analysis, but restricted to values < 5000 .

Two or three suitable parameter sets were selected per time series based upon three logical criteria: minimal root mean square error, a positive value for carrying capacity (K), and net recruitment (r) greater than 1.

The parameters for the cost component of the bio-economic model have been derived from I) a detailed field survey (Bos et al. 2016), II) a dataset of cases of actual costs of repair (DWA, unpublished information), III) practical information on costs of preventive measures and IV) a financial Cost Benefit Analysis made by the DWA (Zappeij et al. (in prep.)).

The field survey yielded data on the frequency and the size of damage by burrowing, and was collected in a systematic and representative survey in the Netherlands for four consecutive years (2013-2017) along a sample of 2631 km inspected dikes, levees and banks in 117 study plots. Burrowing damage results in depressions in the dike, levee or bank, bank erosion or

⁷ $Const_1 = \text{Workyear} * c * w / L$. In which WorkYear= the number of working days in a man-year =250; $Const_2 = w * (t_{set} + t_{inspect}) / L$

sand slides and accumulation of soil in the watercourse. In the field survey damage above a certain threshold of size, risk or presumed cost (Above Threshold, AT) was recorded. In a subset of transects the frequency of smaller damages (Below Threshold, BT) was also recorded. Other details on methods and results of this study are given in Bos et al. (2016). Van Loon et al. (2017) objectively estimated the numbers of Muskrat in exactly the same study plots –a posteriori- using a spatially explicit population dynamic model. These data were used to calculate the number of AT damages that can be expected per Muskrat per year. This was done by testing statistically whether variation in AT damage depended on year, predicted Muskrat density or the interaction between them. These statistical analyses were done using linear mixed modelling and multi-model inference in R (package lme4, R-Core team 2015), with study plot as a random factor. Models were compared based upon their AIC values.

The dataset with actual costs of repair was summarized using descriptive statistics. In combination with information from a telephone interview with 65 landowners in Muskrat infested areas, a general idea on the range of actual repair costs per Muskrat damage (c2) was obtained.

The cost-value for labour (c1) is a straightforward cost taken from the annual budgets of the control organisations.

Scenario analysis

Three main scenarios of Muskrat management in the Netherlands were studied to find the economic optimum. The first is a scenario of 'qualified eradication', hereafter called 'eradication'⁸. It assumes that all Muskrat are removed from the territory and that buffer zones around it are being maintained free from Muskrat by neighbouring countries such that chances of recolonisation are neglectable. It is a case of 'complete removal' that allows us to ignore immigration in the comparisons. The second main scenario is in fact a group of scenario's with year round control at a continuum of equilibrium densities of Muskrat, given varying degrees of effort. The third scenario comprises 'no control', but assumes large investments in alternative measures to maintain the desired degree of public safety from flooding.

The discounted present value of all costs was calculated, as a function of the decision variable. This, finally, led to the cost minimizing decision.

Parameter values used were chosen to represent the entire Netherlands and are provided in the table 2. Under the two main scenario's of control, the costs of preventive measures (c3) are taken to be zero, whereas under 'no control' it assumed that suitable preventive measures will be implemented along dikes and levees that are adjacent to water and not yet Muskrat-proof for other reasons. This cost is independent from actual Muskrat population development and is estimated at 48 million euro's annually (Zappeij et al. in prep.). It is the product of the estimated length of dikes and levees and a (conservatively chosen) unit value of 45 euro/m for the installation of mesh wire, including capital costs and linear depreciation over a period of 30 year. Net immigration is assumed to be zero in each scenario.

⁸ Eradication has been defined as the complete and permanent removal of all wild populations of an alien plant or animal species from a defined area by means of a time-limited campaign (Bomford and O'Brien 1995). The term 'complete removal' is proposed to describe removal from an area but with ongoing effort to maintain the area as clear, as features in many larger scale mainland programmes (Robertson et al. 2016).

Results

General behaviour of the population and trapping model-components

Under the logistic model of population growth, carrying capacity (K) determines the maximum equilibrium population size. Intrinsic growth rate (r) determines the maximum net annual per capita recruitment. In absolute terms the maximum population increase occurs at $1/2K$. See Figure 3, for a typical sigmoid growth curve of an undisturbed population over time. The curve relating net recruitment ($\#/km/y$) to population density, which is at the basis of this sigmoid growth curve, is given in Figure 4A.

Next to various factors of natural mortality, there is artificial mortality caused by Muskrat control. Generally trappers will be able to catch more animals per unit of time if the population density is higher. This is the instantaneous catch rate or 'functional response' given in figure 4A and C (the black line ($\#/km/h$)). The annual catch ($\#/km/y$) is the product of effort ($h/km/y$) and instantaneous catch rate. Under the Holling II functional response, the capture rate decelerates to a plateau. Factors that determine the shape of the functional response in our model are the search rate (w), the time to set and inspect traps ($SetInspectTime$, ($t_{set} + t_{inspect}$)) and the capture probability (c). With increasing $SetInspectTime$ the plateau is reached at lower population density and this affects the required effort to maintain stable population size (explanation follows below). Two examples are given in figure 4AB and 4CD.

The ratio between net recruitment rate and instantaneous capture rate determines the level of effort ($h/km/y$) to balance catch to recruitment on an annual basis. This is the required effort for a given population size above which populations will decline and below which they will increase. Above a given level of $SetInspectTime$, the limitations of time increase, rather than decrease with increasing population size, the curve of required effort becomes dome-shaped. In other words: the trapping process becomes more time-limited. The underlying cause for this is that the net recruitment increases faster than instantaneous catch rate does at very low to low population densities. In panels 4B) and D) two examples are given for situations in which the line is continuously declining (B) or dome-shaped (D).

When running the model without any effort, the population will grow to carrying capacity (see figure 3). This is a text-book prediction of this standard model. Another standard prediction is that eradication can be attained in the absence of migration. With migration, however, a population may quickly re-establish. But also when the search effort is relaxed, a strong population increase may occur. The earlier in the development of a population control effort is exerted, the sooner a situation of control can be attained. The effort required for eradication depends on the starting population. These results are quite obvious, and for this reason not further elaborated upon in this paper. For demonstration purposes, the model is available as an application via internet (here is the link to the Dutch version of the model: https://altwym.shinyapps.io/single_cell_population_model_CC/) and an English translation of an older version can be found here: https://altwym.shinyapps.io/EN-single_cell_population_model_CC/. Using this app, the reader may be able to study the general behaviour and judge the consequences of changing parameters under constant or variable effort.

Figure 3. Hypothetical development of an undisturbed population to the level of carrying capacity according to the 'sigmoid' curve. Start population = 10 Muskrat, $K = 10.6/\text{km}$, $L = 283000 \text{ km}$ and $r = 1.8$.

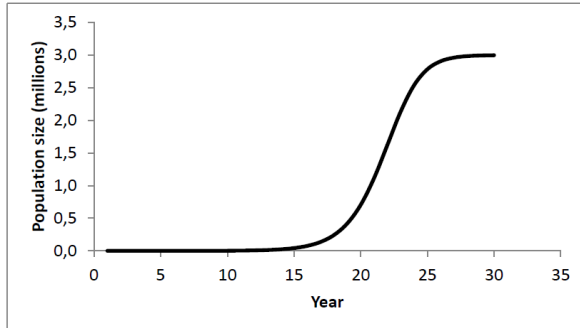
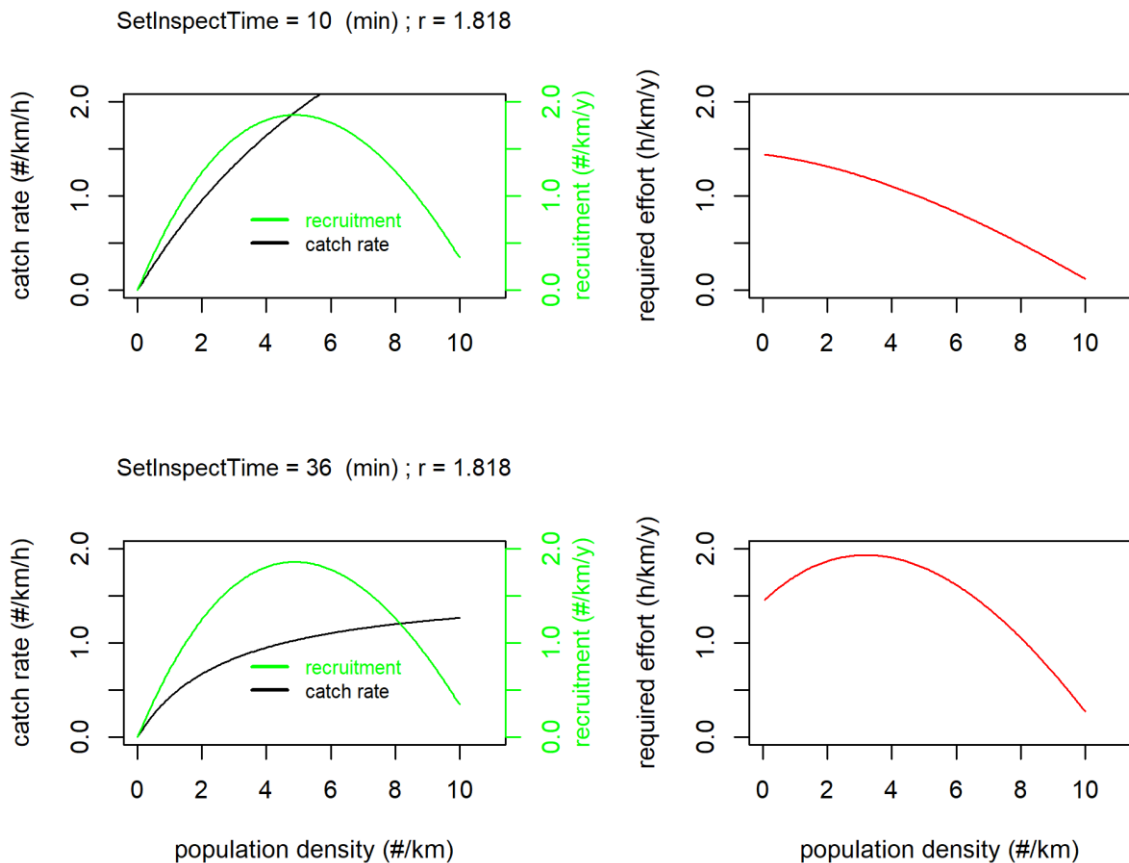


Figure 4. The consequence of a time-limited trapping process. Panels A) and C) give the functional response (instantaneous catch rate, black line $\#/\text{km}/\text{h}$) for $\text{SetInspectTime} = 10$ and 36 minutes respectively. The net recruitment curve is the same in both panels (green line, $\#/\text{km}/\text{y}$), defined by $K = 10.6/\text{km}$ and $r = 1.8$. The corresponding curves of the required effort to maintain stable population size are given in panels B) and D). In panels C) and D) the trapping process is strongly time-limited and the curve relating required effort to population density has become dome-shaped.



Parameterisation of the bio-economic model

The nonlinear optimisation procedure (to match predictions of catch to observed catch for twelve Dutch provinces) resulted in multiple parameter sets and corresponding error measures (see table 1). In all cases, the R^2 was above 0.7 with a few exceptional cases where R^2 was close to 0.9. In itself the predicted catch, and especially the underlying population sizes, are very interesting for study and management, but this aspect of the results will not be elaborated upon in this paper. Important here is the fact that the population and trapping parts of the model are capable of predicting patterns in catch qualitatively as well as quantitatively. The value of the parameters that were selected varies between 1.1 and 4.9 for growth rate (r), with median value 1.8. Estimated values for carrying capacity vary widely between 2- 48 Muskrat/km, median value is 10.6. Clearly, multiple combinations of parameters lead to very similar predictions and associated error measure. Compare, for example, the set for Groningen with high IntrinsicGrowthRate (r) and low CarryingCapacity (K) to its alternative with low r and high K . Assuming a SearchRate of 14 km/day, median value for SetInspectionTime is estimated at 36 minutes while CaptureProbability is 0.19. For the scenario analysis we used the median values of these parameter sets for each parameter of the population and trapping model (see table 2).

Table 1. Parameter sets and corresponding error measures that resulted from the nonlinear optimisation procedure to match predictions of catch to observed values for twelve time series at provincial level. Parameter sets are sorted on estimated value for K . Parameters $SetInspectTime$ and $CaptureProbability$ have been calculated from constants 1 and 2, assuming a $SearchRate$ of 14 km/day.

Province	Length	r	i	startyr	R ²	K (#/km)	SetInspectTime_14	CaptureProb_14
Overijssel	22725	3,8	3627	1970	0,83	1,8	90,22	0,30
Groningen	21560	4,9	5601	1970	0,81	2,3	23,06	0,21
Entire Netherlands	283392	3,7	2795	1968	0,94	2,4	9,71	0,15
Overijssel	22725	2,2	4854	1970	0,83	3,1	121,55	0,32
Overijssel	22725	2,5	1489	1970	0,84	3,1	105,65	0,29
Zuid-Holland	46854	3,0	7233	1976	0,75	3,9	157,11	0,58
Drenthe	15679	1,5	3074	1970	0,73	4,3	28,54	0,18
Drenthe	15679	1,8	330	1970	0,76	4,3	7,93	0,12
Limburg	6595	1,8	1730	1976	0,81	6,4	43,28	0,27
Groningen	21560	1,9	3932	1970	0,80	6,8	18,54	0,12
Gelderland	24242	1,9	6851	1970	0,83	7,2	42,89	0,20
Zuid-Holland	46854	1,8	6702	1976	0,73	7,8	36,29	0,18
Utrecht	22346	2,3	771	1976	0,75	8,5	5,75	0,10
Gelderland	24242	1,8	3554	1970	0,84	8,6	23,91	0,13
Noord-Brabant	24653	1,4	2259	1960	0,84	8,7	26,63	0,15
Flevoland	8385	1,7	1000	1978	0,81	10,7	15,61	0,16
Flevoland	8385	1,6	1936	1978	0,82	14,6	38,81	0,24
Zeeland	14020	1,7	1329	1976	0,84	15,6	80,90	0,42
Fryslân	42041	1,4	4573	1977	0,93	37,3	0,51	0,11
Limburg	6595	1,1	2779	1970	0,85	47,9	52,78	0,27

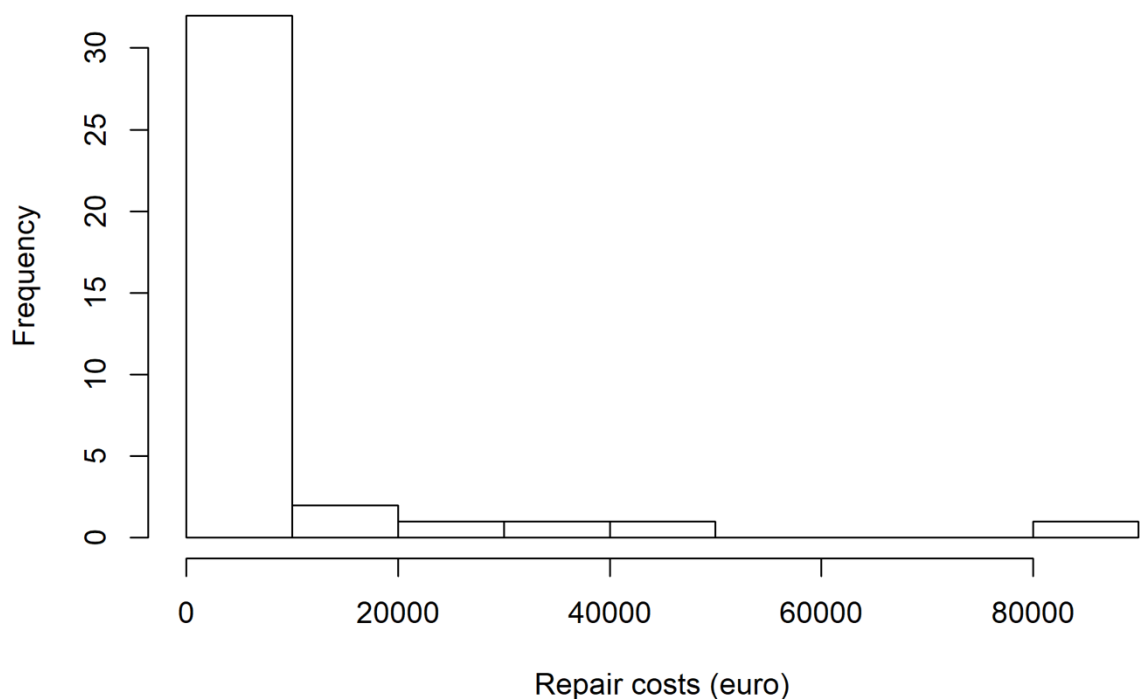
Bos et al. (2016) found a significant positive relation between the frequency of damage by burrowing and population density, as measured from the cumulative catch per km over six years. This was valid for damages above a certain threshold of size (Above Threshold, AT) and for smaller damages (Below Threshold, BT). About 15% of these damages had been repaired over the study period. It is unknown what proportion of the repairs occurred during general maintenance, but it can safely be assumed that this was the vast majority. This is relevant, because repair during general maintenance is cheaper than individual repair in a particular case. The average size of AT damages was in the order of 1 m³ of displaced soil, burrow systems with 2 to 5 entrances and an average surface of 10 m². For the sake of this model we have recalculated the statistical model in Bos et al. (2016) to explain variation in AT damage, using the predicted Muskrat densities by van Loon et al. (2017). The best model only contained the interaction between population density and year ($R^2_{\text{cond}} = 0.85$). The parameter value for this interaction was 0.059 ± 0.004 s.e., indicating that each Muskrat corresponds to 0.059 AT damages per year. At a Muskrat density of 1/km there will be 1 AT damage every 17 km per year.

The results of interviews with 64 landowners in 2015 in areas with high numbers of Muskrat catches (thus in the presence of Muskrat control) are described in Bos et al. (2016). Damage to

the bank was frequent, and damage to crops less so. The costs of repair were generally neglectable, also from an individual farmer perspective (a few tens of euro's per farm per year). It is especially the risk of subsequent damage from machines getting stuck or toppling over and reductions in water discharge that is considered relevant by these stakeholders.

The actual costs for repair of individual cases of Above Threshold burrowing damage (AT) by the DWA varied between 136 and 90.000 euro (see figure 5). The lowest value was related to the repair of a few Muskrat burrows in a golf park in Lelystad, the highest value referred to the repair of 300m of bank in Groningen that had collapsed due to burrowing, in interaction with wave action and limited maintenance. The median value was 781 euro, which corresponds to the cost of repair of burrowing damage in a garden in the city of Lelystad. The above data are provided to illustrate that there is an enormous variation in costs of repair, and that estimating the cost of damage per Muskrat is not straightforward. For example: if 1% of all AT damage would need individual repair at a cost of 781 euro, and each Muskrat caused 0.059 AT damage, then the costs of damage/Muskrat/y are approximately 0.46 euro, ignoring costs for dredging, feeding damage within agriculture and subsequent damage within agriculture. Alternatively, the total annual costs of damage by Muskrat in 2004 were estimated between 1.2 and 4,5 million euro in the presence of Muskrat control (Gaaff et al. 2007). Given an a-posteriori reconstructed population size of 1.5 million (van Loon et al., 2017), the damage should be estimated between 0.8 and 3 euro/Muskrat.

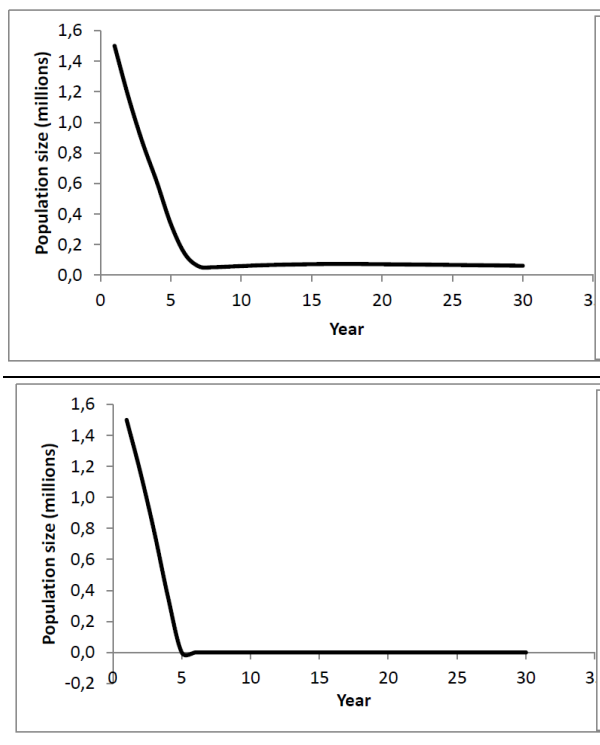
Figure 5. Frequency distribution of a sample of actual costs of repair of AT burrowing damage by the Dutch Water Authorities ($n = 36$). Median value is 781 euro.



Scenario analysis

Under the scenario of 'no control', the population grows to K (figure 3) while the scenario's 'current objective' and 'eradication' result in a strong decline in numbers (see fig 6 A and B). The Present Value is lowest for the scenario of 'eradication' (figure 7). Under this scenario, the main costs are the investment in labour in the first four years. Costs of damage under eradication are neglectable in comparison to labour, or to damage in all other scenario's (data not shown in detail). Under 'no control' a very large investment in preventive measures was assumed to be required. This is the main reason for the fact that this scenario has the highest Present Value of all (figure 7). In order for the scenario of 'no control' to compete with the scenario of eradication, one has to limit the annual costs for preventive measures to 17% of what was assumed above and also assume a limited damage/Muskrat (1 euro/Muskrat/y or 3 million euro in total annually).

Figure 6 A) The development in population size for the main scenario of 'current objective (0.1 catch/km) and B) 'eradication'.



Under scenarios of control at an equilibrium population density, a choice of constant effort is nearly always sub-optimal. It is better to quickly bring the population down to the desired level (figure 7, scenario 'current objective', see also figure 6A) and then try and maintain it there. Note however, that this is not a stable situation. When the effort is a bit too low, when there is unsuitable variation in catch rate, or when recruitment or immigration are a little higher for one or a few years, the population will respond by increasing. The positive feedback in recruitment would necessitate a considerable increase in effort in order to regain a stable situation at the desired level.

Figure 7. The Present Value of total costs over a period of 30 years under four main scenario's of Muskrat control in the Netherlands. Parameter values are given in table 2 (below) and reflect a parameter set of median values resulting from the nonlinear optimisation.

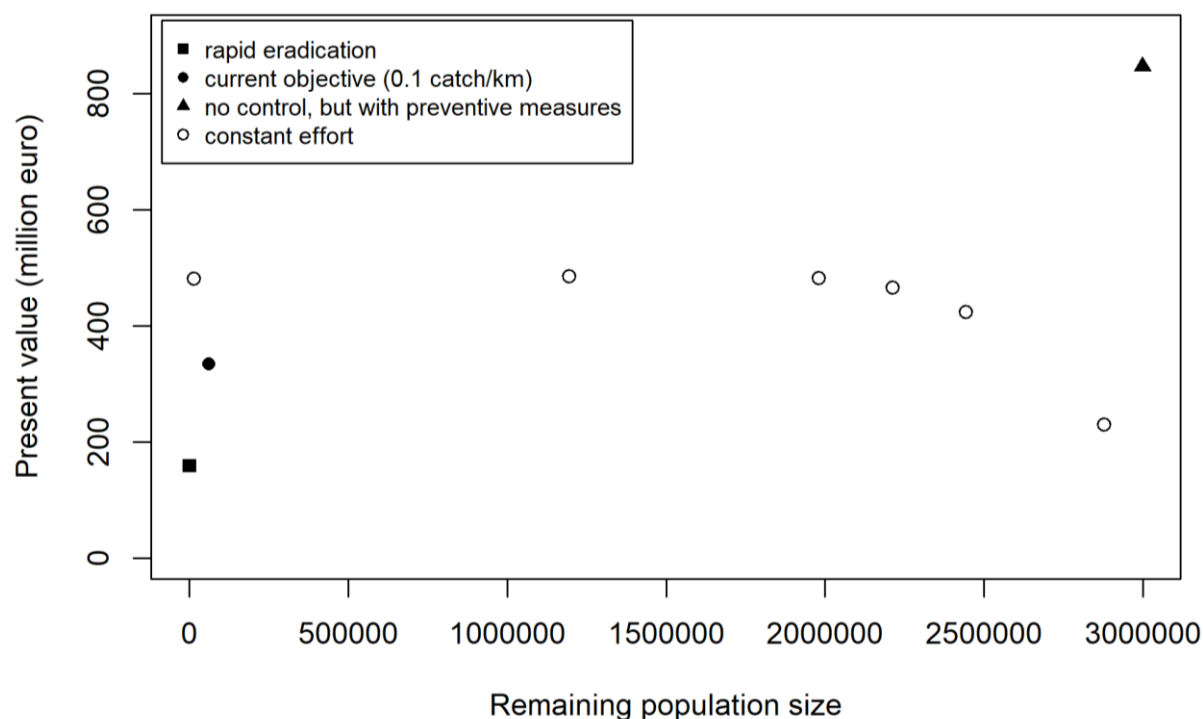


Table 2. Parameter values for the scenario analysis of Muskrat control. The parameters reflect median values resulting from the nonlinear optimisation for the population and trapping components of the model.

Parameter Name	Symbol	Value	Units
discount rate	δ	5%	
IntrinsicRate	r	1,82	per Year
CarryingCapacity	K	10.6	Musk rats/km
Length	L	283.000	km
SearchRate	w	14	km/day
CaptureProbability	c	0,195	
SetInspectTime	$(t_{\text{set}} + t_{\text{inspect}})$	0,025	day
Workyear		250	days/man-year
start population	$X_{t=1}$	1.499.900	
NetImmigration	i	0	Musk rats
Labour cost	c_1	70.000	euro/man-year
damage/Muskrat	c_2	3	euro
prevention costs (under no-control)	c_3	4,67E+07	euro/yr

Discussion

Main findings

In addition to a few informative text-book predictions, this model yielded insights that are highly relevant for the public debate on Muskrat control in Europe in general, and the Netherlands in particular.

Under realistic biological assumptions, the model predicted that eradication could be viable. However, in mainland situations complete removal, or 'qualified eradication' is the best that can be attained. Migration from neighbouring populations could precipitate a population explosion, particularly if search effort is relaxed. Except perhaps for island populations, continued effort to find Muskrat would be important in the future. Any sign of sudden increase in Muskrat density in a given area would need to precipitate a strong trapping response.

The earlier effort is exerted, the sooner a situation of control can be attained. Related to this, the effort required for eradication depends on the starting population. In economic terms (c.f. Clark 2010): the investment will be larger if the Muskrat population is bigger.

An important phenomenon is that the curve that relates required effort to maintain a stable population to population density, can be dome-shaped when the trapping process is severely time-limited. It occurs when the value of one of the critical parameters of the functional response exceeds a critical level. This appears to be the case for Muskrat control in the Netherlands, given the techniques and strategies currently in use. In general, it seems that a large enough work force to reduce the Muskrats below the point of half of its most productive population level ($K/4$ in the logistic model) would be sufficient to eradicate them eventually. The model thus suggests that control becomes cheaper at lower densities. This finding is corroborated by practical experience in Flanders (Stuyck 2008; pers. comm. M. vanderWeeën) and in the Netherlands (see Fig. 1; van Loon et al. 2017a). Note that this is in contrast to the general idea that costs of control increase as density declines (as implicated in Clark (2010) and Begon et al. (1986; 1990).

In economic terms, the annual cost saving, which should be regarded as the return on investment, is thus greater at the lowest population size possible. Therefore, it comes as no surprise that the economic optimal decision would be eradication of Muskrat. Following the same logic, this conclusion will also hold for complete removal.

The strong economical incentive for eradication has little relevance for the individual trapper, unless their job perspectives are taken into account properly. Thus, given that the success of any Muskrat control programme is to a large extent dependent upon competent staff that works in a coordinated and motivated way, their personal interests need to be taken serious by the control organisations. If not, the model has no relevance.

The fact that it has been possible to fit the population part of the model to real data, may provide some additional confidence in the general outcomes.

Evaluation of alternative scenario's

Bos & Ydenberg (2011) compared different scenario's of Muskrat control using simulation modelling and concluded that year round control at high rates of removal would be have a greater cost:benefit ratio than alternative scenario's. The analysis was used to provide the motivation for collecting field data in the Dutch situation and the design of such field study in 2012. At the time it was unknown whether in practice the harvest rates could be raised sufficiently high to actually impact populations in a significant way and make them decline.

Several authors had indeed expressed serious doubt about the effectiveness of Muskrat control in reducing the population, given the levels of effort implemented (Pelz 1996; Zandberg et al. 2011). For that reason eradication or complete removal had not been considered in the model study by Bos & Ydenberg at the time. Currently however, there is adequate evidence from practice (Gronouwe & Bos 2018), theory (van Loon et al 2017a, b), statistical and experimental work (Bos et al. in prep) to support the statement that Muskrat control can affect populations, provided that the levels of investment are in adequate proportion to population size. The findings from the modelling exercise in this study confirm the conclusions in Bos & Ydenberg (2011), for the extreme case of year round control until the level of eradication. They are in line with the basic assumptions behind the eradication programs of Muskrat and Coypu in the UK (Gosling and Baker 1989; Baker 2006; Baker 2010) and strengthen the recommendation by Panzacchi et al. (2007) that eradication of Coypu is more cost effective than control at an equilibrium density. For the Dutch case the difference in Net Present Value between the 'current objective' and 'eradication' may amount to more than a hundred million Euros!

In order for the scenario of 'no control' to compete in economical terms with the scenario of eradication, one has to assume severe limits to the annual costs for preventive measures, which is very likely to compromise public safety. Given the fact that the investments in safety from flooding in the Netherlands exceed billions of euro's, it is quite unlikely that such a compromise will be acceptable for the Dutch Water Authorities, the Dutch government or the general public.

Structure of the model

Several processes have been highly simplified for the sake of tractability. The capture probability, for example, was modelled as a constant. At finer scales of space and time this can of course not be the case. Some traps are placed in a targeted way and others are placed without knowing if a musk rat is present to signal presence. The basic idea, however, is not a point of discussion; animals will be missed and thus trappers will have to return to a site multiple times.

A strong simplification is also the discrete model formulation, with time steps of a full year. It is clear that it will make quite a difference if Muskrat are captured early or late in the season and for that reason van Loon et al. (2017b) constructed an analogous model at finer spatial and temporal scale.

Immigration was kept constant over entire model runs. In reality, immigration will be a function of density in neighbouring areas and shall thus vary over time. We believe our simplification is acceptable, because immigration will only have a significant quantitative influence when local recruitment is small, which is only the case for short periods, in a few time series.

Nonlinear optimisation/calibration

The most important results of the nonlinear optimisation/calibration procedure are twofold. First, there is the principal outcome that the predictions match observed patterns in catch and effort qualitatively and quantitatively. Second it has provided parameter estimates that help linking our scenario study to reality. The analysis has- in fact – strong overlap with methods called Statistical Population Reconstruction (Broms et al. 2010; Skalski et al. 2012; Gast et al. 2013). While the population predictions are highly relevant in themselves, they have not been emphasized in this paper because it was not the main focus and also because of the simplifications made in this model (see above). In van Loon et al. (2017b) a model is presented that is probably better suited for objectively estimating relative Muskrat numbers, because of the finer spatial and temporal scales chosen.

Parameter values

The estimated median parameter values of population growth compare favourable to published values in the literature. Median Intrinsic Growth rate in this study was estimated at 1.8. This is higher, but not inconsistent with the value of 1.4 that was derived from linear regression over many data points of catch and effort at provincial level (van Loon et al 2017) and the range of estimates using Birth Death Migration models by Matis et al. (1.2-1.6; 1996; 1999). Estimates for carrying capacity vary in literature between 4 (Doude van Troostwijk 1976) and 48 (Brooks and Dodge 1986). Leboulengé & Leboulengé-Nguyen (1981) arrived at an estimate of 11, close to the median value estimated in this study.

Setting a trap may be very time consuming if the burrow has to be found first by feeling under water, but it is a routine action and during a day (8 field hours) one person may be able to place many traps (33 was the record in a sample of ten trappers the spring of 2017 in Lelystad). In general, the action itself for setting or inspecting a trap is very quickly done. A person on foot passing by the trap will look in the water and see that the trap has sprung or not (in case of a conibear) or lift the cage and see whether it has caught an animal or not. However, the time required to return to a site where traps have been placed cannot be neglected and is the main reason of time-limitation. The estimated median SetInspectionTime of 36 minutes is therefore not inconsistent with practice.

We had the chance to obtain field data for comparison in a situation with abundant Muskrat, accessible terrain and a field-situation with which the trappers were well acquainted. This was in the city of Lelystad where Muskrat had been experimentally exempt from trapping for three years. In the first week after catching had recommenced in spring 2017, 383 catches were made in 531 field hours (66 working days by approximately twelve trappers) using 1357 conibear traps. This corresponds to an average rate of trap placement of 20 per person per day. In the first days an even higher rate of 32 traps/day was realised, but this quickly declined to 4.7 per day at day five. Capture probability can be estimated from these data to range between 0.01 and 0.15 (the range is large, because it is unknown what proportion of the traps remained set all days after placement, or whether they were all replaced immediately in one of the next days. The distances covered during these first weeks with high muskrat densities were in the order of 2.4 - 4.1 km/day. SearchRate can safely be assumed to be higher than this value, because during these two weeks a lot of time was lost handling captured Muskrat. Personal information from staff of regional Water Authorities in Limburg, Flevoland and Gelderland indicates that a Search rate of 12-24 km/day would be reasonable, while 30 km/d should be considered maximal.

Detailed model predictions are sensitive to variation in the parameters of the trapping model (capture probability, search rate and time required for setting and inspecting traps). These are all variables that may greatly vary with competence and motivation of the staff and its management. Management action should strive to improve the control organisation in these respects. SearchRate and capture probability, for example, may be greatly enhanced by methods that increase chances of detection such as eDNA, sniffer dogs etc. And there are many more innovations to explore (Campbell et al. 2015).

Cost of damage per individual Muskrat (c2) have been very difficult to obtain and vary widely. All evidence so far suggests that damage by burrowing is very real, and that it increases with Muskrat density (Bos et al. 2016). Generally, the costs of repair of individual damages will be low, especially when repair is done during regular maintenance. The dimensions of individual

damages however, the fact that they develop over time in interaction with prolonged Muskrat presence and water movements, and the fact that only a part of the damage is visible without special equipment poses a serious threat for public safety. This necessitates preventive measures. Given the parameter settings used in the scenario analysis, the total costs are predominantly affected by labour costs (c1) and the decision to invest in preventive measures or not (c3). In other words, the model is not very sensitive to variation in the individual costs of damage (c2).

Previous analysis in Clark (2010)

The basic idea in this paper has already been explained in Clark (2010). There are costs (c) associated to achieving a certain pest density and remaining annual control costs. Using such a bio-economic model, Clark illustrated how to calculate the optimal value of the target pest population. he also concluded that muskrat control is The annual control costs (cm in his model), however, are quite crucial for the optimal outcome. In the numerical example provided by Clark (2010), an increasing function of annual costs of removal was assumed with increasing relative rate of removal (m). This translated into a decreasing function of annual costs of removal with population size. In this paper it is shown that this relationship may also be dome-shaped under realistic assumptions about the trapping process. Such appears to be the case for Muskrat.

In comparison to Clark (2010), an extra cost was introduced in this paper to underline that there will be large costs associated to the prevention of damage, irrespective of Muskrat density. Such preventive measures comprise complex planning and elaborate infrastructural work and have to be implemented a-priori as an insurance against dike failure due to burrowing.

For the above reasons, the cost minimising decision that result from the analysis in this paper is 'eradication' and not 'no control' or 'control at an equilibrium density'. This deviates from the more general prediction in text books mentioned, but it is understood why this is the case.

Conclusion

A highly relevant conclusion from this study is that there may a dome-shaped relationship between the required effort to make populations decline and population density, under realistic assumptions. When net recruitment increases faster than instantaneous catch rate, as population density increases, the trapping process becomes increasingly time-limited. As a result control will be less costly at lower population density. We suggest that this may resolve an apparent inconsistency between text-book-theory and practical field experience. Under this assumption, eradication of Muskrat will be economically more optimal than year round control, at any given equilibrium population density, or no-control.

Acknowledgements

We highly appreciate the input from Caspara.J. van Hellenberg Hubar, Jinrui Yang, Fenna Reekers, Maarten Tuijl, Ron C. Ydenberg and many of the professional trappers for their work on the database and contributing to our understanding. This research wasn't possible without the support of Colin W. Clark and the Dutch and Regional Water Authorities, in this study represented by Dolf Moerkens.

Bijlage 2 Maatschappelijke kosten en baten analyse

In deze bijlage wordt de detail-uitwerking gegeven van de kosten en baten analyse die in de hoofdtekst is samengevat. De analyse is gemaakt door Sandra Zappeij, econome bij het Waterschap Zuiderzeeland, in samenwerking met Daan Bos. Doel is een beeld te geven van de te verwachten kosten over 30 jaar bij volledige verwijdering van muskusratten, het doorzetten van de huidige bestrijding en geen bestrijding

Bijlage 2.1 Kostenraming muskusrattenbestrijding

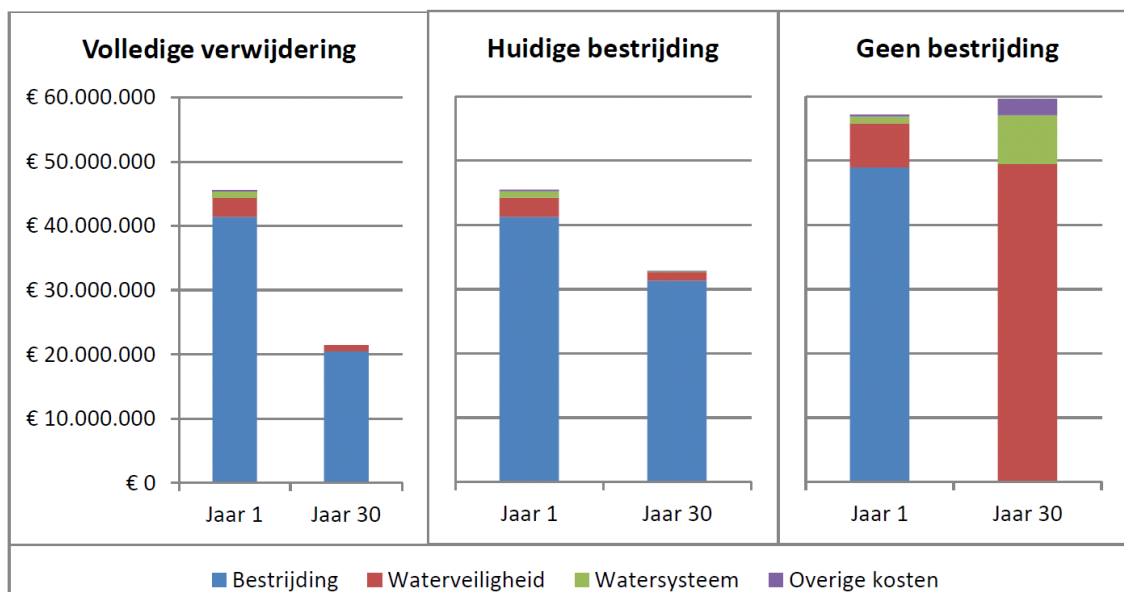
In de raming zijn de jaarlijkse kosten van drie beheervarianten (volledige verwijdering, huidige bestrijding en geen bestrijding) inzichtelijk gemaakt. Hierbij is onderscheid gemaakt in de kosten van bestrijding, de kosten voor de waterveiligheid, de kosten voor het watersysteem en overige kosten. De kosten zijn voor twee termijnen in beeld gebracht: de korte termijn (tot 12 jaar) en de lange termijn (12 tot 30 jaar). De kosten die vermeld staan bij korte termijn zijn de kosten die in het eerste jaar worden verwacht.

Tabel 1. Overzicht jaarlijkse kosten op korte termijn en lange termijn van de drie beheervarianten.

Kostencategorie	Kostensoort	Volledige verwijdering		Huidige bestrijding op basis van de norm (0,15 vangst/km watergang)		Geen bestrijding	
		korte termijn	lange termijn	korte termijn	lange termijn	korte termijn	lange termijn
Bestrijding	Arbeid	30.660.000	15.190.000	30.660.000	23.280.000	30.660.000	0
	Vervoer en vangmateriaal	5.800.000	2.870.000	5.800.000	4.400.000	5.800.000	0
	Innovatie en onderzoek	300.000	150.000	150.000	150.000	150.000	150.000
	Overige kosten	4.630.000	2.290.000	4.630.000	3.520.000	12.300.000	0
Water-veiligheid	Fysieke preventieve maatregelen	0	0	0	0	3.890.000	46.690.000
	Arbeidsinzet inspectie	1.350.000	960.000	1.350.000	1.155.000	1.350.000	2.660.000
	Herstel schade aan keringen en overige water-infrastructuur	1.630.000	0	1.630.000	160.000	1.630.000	0
Water-systeem	Baggeren voor herstel watersysteem	230.000	0	230.000	20.000	230.000	460.000
	Herstel oeververzakkingen	800.000	0	800.000	80.000	800.000	7.080.000
Overige kosten	Communicatie	120.000	0	120.000	60.000	240.000	120.000
	Diergerelateerde ziektes	0	0	5.000	0	10.000	10.000
	Schade bij derden	100.000	0	100.000	10.000	100.000	2.460.000
Totaal	Totaal	45.620.000	21.460.000	45.475.000	32.835.000	57.160.000	59.630.000

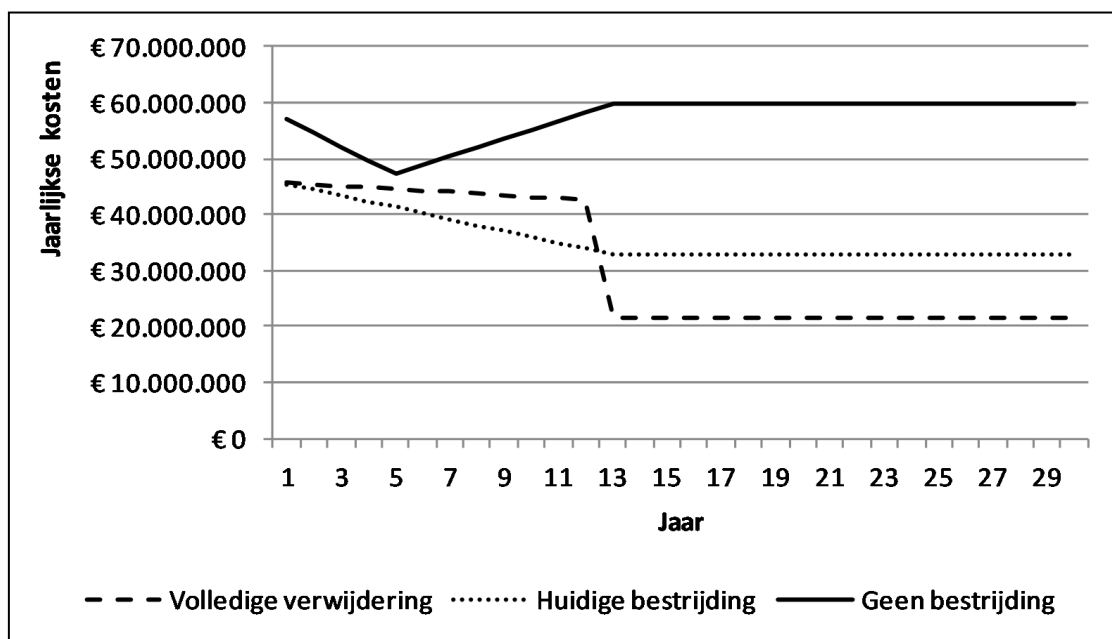
Voor de inschatting van de jaarlijkse kosten is gebruik gemaakt van de ervaringen van de bestrijdingsorganisaties en de waterschappen. Een meer specifieke onderbouwing van de kostenraming is opgenomen in bijlage 2.3.

Onderstaand figuur biedt inzicht in de kostenopbouw van de jaarlijkse kosten in jaar 1 en 30 bij de verschillende varianten. De kostenopbouw verschilt tussen jaar 1 en jaar 30 het meest bij geen bestrijding.



Figuur 1. Kostenopbouw in jaar 1 en jaar 30

Onderstaand figuur is een weergave van het verwachte kostenverloop van jaar 1 tot 30. Bij geen bestrijding nemen salaris kosten snel af, maar de totale som van de kosten is niettemin hoger vanwege noodzakelijk geachte investeringen in scholing, afvloeiingsregelingen en met name preventieve maatregelen. Bij huidige bestrijding nemen de kosten af, gegeven de doelstelling en de huidige trend in daling van vangsten. Bij volledige verwijdering worden grote besparingen gemaakt op lange termijn, maar dit vraagt wel handhaving van de huidige inzet op korte termijn.



Figuur 2. Kostenverloop van 1 tot 30 jaar

Bijlage 2.2 Belangrijke bevindingen

De directe kosten van volledige verwijdering liggen op jaarbasis op circa € 21 miljoen in de uiteindelijke situatie (prijsspeil 2018). Dit komt overeen met een netto contante waarde van € 739 miljoen over een periode van 30 jaar, bij een inflatie van 3% en een rente van 5%. Dit getal is lager dan de netto contante waarde van de huidige variant 'jaarrond vlakdekkend bij 0,15 vangst/km) en geen bestrijding.

Tabel 2. Totale kosten en netto contante waarde over 30 jaar

Variant	Totale kosten bestrijding	Netto contante waarde
Volledige verwijdering	915.735.000	739.763.031
Huidige bestrijding	1.067.210.000	832.392.527
Geen bestrijding	1.707.831.667	1.298.674.504

De drie meest subjectieve/bediscussieerbare getallen uit het model zijn:

- De kosten voor arbeid op korte en lange termijn, met name die bij niet-bestrijden.
- Het tempo en de mate waarin fysieke preventieve maatregelen worden getroffen bij niet-bestrijden.
- Het rentepercentage waarmee wordt gerekend bij het berekenen van de kapitaallasten van de fysieke preventieve maatregelen. Er is nu gerekend met 5%, maar dit bedrag is rentegevoelig

Bijlage 2.3 Onderbouwing kostenraming muskusrattenbestrijding

Per beheervariant is hieronder weergegeven op welke input en aannames de kostenraming gebaseerd is.

Naast de genoemde kosten zijn ook kosten te verwachten op het gebied van ecologie. Op basis van praktijkvoorbeelden en literatuur is aannemelijk te maken dat muskusratten een negatief effect hebben op de biodiversiteit (zoetwatermosselen ⁹, rietgroei etc.). Daarom moeten de waterschappen, om de natuur/KRW-doelstellingen te halen, extra maatregelen treffen. Het kwantificeren van het negatieve effect van muskusratten op de biodiversiteit is niet mogelijk zonder het doen van grove aannames. Derhalve maken de kosten van ecologie geen onderdeel uit van de drie beheervarianten.

Beheervariant I: de kosten van de huidige bestrijding

De kosten voor huidige bestrijding op de korte termijn (arbeid, vervoer en vangmateriaal, innovatie en onderzoek en overige kosten) is gebaseerd op de input van bestrijdingsorganisaties en de waterschappen. De kostenraming bevat het gemiddelde van de werkelijke kosten die in de jaren 2015 en 2016 zijn gemaakt. De kosten dalen lineair over een periode van 12 jaar tot het niveau van de kosten op lange termijn. Op de lange termijn is een ureninzet van circa 300.000 uur (berekening in bijlage 3 aan de hand van zonering en aanwezige km watergang) nodig om de populatie op het niveau te houden waarbij er sprake is van een vangst van 0,15 muskusrat/km. De kosten voor arbeid, vervoer en vangmateriaal en overige kosten zijn naar rato van de ureninzet herrekend. Naar verwachting blijven de kosten voor innovatie en onderzoek onveranderd.

De kosten voor waterveiligheid bestaan uit fysieke preventieve maatregelen, arbeidsinzet inspectie en schadeherstel keringen. Op basis van de huidige omvang van de muskusrattenpopulatie is geen noodzaak tot het treffen van fysieke preventieve maatregelen. Aangezien op de lange termijn bij de huidige bestrijding een daling van het aantal muskusratten wordt verwacht, zijn er op lange termijn ook geen kosten te verwachten.

De kosten voor arbeidsinzet voor inspectie en schadeherstel op de korte termijn zijn gebaseerd op gegevens van de waterschappen. De kosten voor arbeidsinzet voor inspectie zullen ook dalen. De arbeidsinzet zal wel hoger zijn dan de arbeidsinzet voor inspectie bij de beheervariant volledige verwijdering, aangezien er sprake zal zijn van een -zij het kleine- muskusrattenpopulatie.

Grofweg is de verwachting dat op lange termijn bij de huidige bestrijding tien keer minder muskusratten zijn. In overeenstemming daarmee is de inschatting dat de kosten op termijn voor schadeherstel worden gereduceerd tot tien procent van de huidige kosten. Op basis van praktijkervaringen kan dit een overschatting van de kosten zijn.

In het watersysteem spelen het baggeren en oeverherstel een rol. Er wordt door de waterschappen veel geld uitgegeven aan baggeren. In de huidige situatie staat het grootste deel van de baggerhoeveelheid los van de graverij van muskusratten. Een muskusrat brengt ongeveer 1 m³ grond in de watergang op jaarbasis. De kosten als gevolg van het verwijderen van deze aanvullende baggerspecie komt ongeveer overeen met 0,5% van de baggerkosten van de waterschappen, volgens opgave van één van de geraadpleegde experts. Dit komt

⁹ Stemmer, 2017

overeen met de schatting uit de studie van Gaaff et al.¹⁰. Op de lange termijn zullen de kosten ongeveer tien procent van de huidige kosten bedragen, in overeenstemming met de ontwikkeling van de muskusrattenpopulatie¹¹.

De kosten voor het herstel van oeververzakkingen op korte termijn is gebaseerd op input van de waterschappen en bevat het gemiddelde van de werkelijke kosten van 2015 en 2016. Dit bedrag is ook ijkbaar aan het onderzoek van Gaaff¹², waarin de kosten voor oeververzakkingen bij de toenmalige populatie werden geschat op 4 miljoen per jaar. Op termijn zullen de kosten worden gereduceerd tot tien procent van de huidige kosten, in lijn met de ontwikkeling van de muskusrattenpopulatie.

De overige kosten bestaan uit kosten voor communicatie, diergerelateerde ziektes en schade bij derden.

De kosten voor communicatie op de korte termijn zijn gebaseerd op de input van de waterschappen over 2015 en 2016. Op de lange termijn wordt ingeschat dat deze kosten gehalveerd worden, wegens het teruggelopen muskusrattenbestand in combinatie met de verminderde inzet van de bestrijdingsorganisaties en de waterschappen in de bestrijding, de waterveiligheid en het watersysteem.

Het risico op infectieziektes die kunnen worden overgedragen van dieren naar mensen is een reden om muskusratten te bestrijden¹³. Een causaal verband tussen ziekte uitbraken en de aanwezigheid van muskusratten is niet in de literatuur aangetoond. Er is wel veel literatuur te vinden over allerlei ziekteverwekkers die worden gevonden bij muskusratten, maar deze lijken dan niet vaak de primaire oorzaak voor ziekte-uitbraken bij mensen. Bij de huidige bestrijding concentreert de onderzoeksinspanning bij diergerelateerde kosten zich op het tulamerie-onderzoek¹⁴. Bij de toekomstige populatie, waarbij 0,15 muskusrat per km watergang wordt gevangen, zal er onvoldoende aanleiding zijn om afzonderlijk onderzoek te verrichten naar diergerelateerde ziektes als gevolg van muskusratten.

De gevolgschade van graverij door muskusratten bij derden aan machines is aantoonbaar en reëel in de huidige situatie¹⁵. De hoogte van de schade aan machines is ingeschat op de bevindingen van Van Gaaff et al 2007¹⁶, maar naar beneden aangepast aan de lagere vangstgegevens uit de periode 2013-2016. De vraatschade is gering in de huidige situatie en relatief klein ten opzichte van vraatschade door ganzen en reeën¹⁷. De vraatschade is daarom als nihil ingeschat. De kosten voor schade bij derden bedragen, gerelateerd aan de ontwikkeling van het aantal muskusratten, op de lange termijn tien procent van de huidige kosten.

Beheervariant II: geen bestrijding

Bij een keuze voor geen bestrijding zijn de kosten van arbeid voor bestrijding, vervoer en vangmateriaal en overige kosten op termijn 0. Voor de niet-kwetsbare gebieden, bij benadering

¹⁰ Gaaf et al 2007 gaat uit van € 232.0000 per jaar

¹¹ In dit verband moet worden opgemerkt dat er wellicht baten zijn voor eventueel minder werk voor het schonen van sloten onder niet bestrijden. Kosten en baten van schonen van sloten zijn echter niet expliciet opgenomen.

¹² Gaaff et al 2007

¹³ Deputy Direction of Nature, 2015, Reinhardt et al., 2003)

¹⁴ Persoonlijk mededeling M. Maas, RIVM

¹⁵ Bos et al 2016, Gaaf et al 2007.

¹⁶ Gaaff et al gaat uit van € 400.000 per jaar in 2007

¹⁷ Gaaf et al (2007), Guldemon (2013) en Bos et al 2016)

1/3 van Nederland, zullen de arbeidskosten in vier jaar tijd worden afgebouwd. Voor de kwetsbare gebieden zullen de arbeidskosten in twaalf jaar tijd worden afgebouwd. Gedurende deze tijd zal worden geïnvesteerd in omscholing en andere passende oplossingen voor de huidige bestrijders. Een voorzichtige inschatting daarbij is dat de arbeidskosten daarom 25% hoger zijn dan de huidige arbeidskosten. In de schatting van de kosten is geen rekening gehouden met een eventuele verandering in de arbeidsproductiviteit van de bestrijders.

De schatting is dat de huidige middeleninzet op het punt van innovatie en onderzoek zal worden gecontinueerd. De innovatie en het onderzoek zullen bij geen bestrijding gericht zijn op het op een efficiënte en effectieve manier treffen van preventieve maatregelen.

Indien er geen bestrijding van muskusratten meer plaatsvindt, nemen de kosten van fysieke preventieve maatregelen aanzienlijk toe. In de kostenraming is uitgegaan van een bedrag van € 45 per meter voor fysieke preventie beheermaatregelen op de lange termijn, gebaseerd op de praktijk bij Waterschap Rivierenland¹⁸, de pilot preventieve beheermaatregelen bij polder Oudendijk (Hoogheemraadschap van Rijnland)¹⁹ en gegevens van de Unie van Waterschappen²⁰. Hierbij moet worden aangetekend dat het vermoeden bestaat dat preventieve maatregelen niet overal technisch uitvoerbaar en doelmatig zullen te zijn. Deze kosten van het treffen van de preventieve maatregelen zullen worden geactiveerd, waardoor de lasten over meerdere jaren worden verspreid. Op termijn groeien de jaarlijkse kosten van het treffen van fysieke preventieve maatregelen naar ruim 46 miljoen euro. Aanneمة is dat op de korte termijn de kosten jaarlijks met 1/12 stijgen. Hier zit achter dat het niet mogelijk zal zijn om in jaar 1 alle preventieve maatregelen te treffen, vanwege praktische zaken zoals beschikbare capaciteit, budgetten en vergunningen.

Op de korte termijn zijn de kosten voor arbeidsinzet inspectie bij geen bestrijding gelijk aan de huidige kosten. De inschatting van de waterschappen is dat deze kosten op termijn bijna verdubbelen. De waterschappen hebben hierbij de aanname gemaakt dat de dichtheid aan muskusratten zal oplopen tot wat vroeger in het beheergebied gangbaar was tijdens de piek in vangsten en dat in de breedte fysieke preventieve maatregelen zijn getroffen. Ook de kosten voor schadeherstel zijn op korte termijn gelijk aan de huidige kosten. De kosten voor het herstel van schade aan keringen en overige water-infrastructuur zijn op lange termijn verwaarloosbaar, omdat deze ondervangen worden door de preventieve maatregelen.

De invloed van muskusratten op de hoeveelheid bagger is reëel. De praktijk laat zien dat een muskusrat ongeveer 1 m³ bagger in de watergang brengt. Voor baggeren wordt meestal 1 tot 3 euro gerekend per meter watergang. Dit betekent dat de extra baggerkosten als gevolg van graverij door muskusratten niet snel terug worden gezien. Met name in stedelijk gebied zullen de kosten voor het baggeren naar verwachting niettemin toenemen, aangezien deze bagger moet worden afgevoerd. Derhalve is de aanname dat de huidige kosten voor baggeren voor het herstel van het watersysteem verdubbelen. Op de korte termijn zijn de kosten voor het baggeren gelijk aan de huidige kosten.

¹⁸ Een globale kostenschatting door Waterschap Rivierenland bedraagt € 25 tot 100 per meter lengte van de dijk of kade (Bronsveld et al. 2010), voor maatregelen die los van het reguliere werk voor dijkversterking worden uitgevoerd.

¹⁹ Uit de pilot in Zuid Holland over drie stukken van 100 meter kwamen schattingen in dezelfde orde van grootte als bij WSRL naar voren, ondanks het gegeven dat de werken waren geïntegreerd in een voorgenomen dijkversterking

²⁰ De Unie van Waterschappen gaf in 2014 aan dat de additionele kosten van preventie met betonnen matten, gaas en stortstenen respectievelijk € 225, € 45 en € 75 per meter bedragen.

Bij het herstel van oeververzakkingen is de aanname gedaan dat er bij hoge aantallen muskusratten één bovenmaats schadegeval per km²¹ per jaar bijkomt²², waarvan ieder jaar 10% hersteld moet worden voor gemiddeld € 250 per schadegeval. Dit is te ijken aan Gaaff²³. Op de korte termijn zijn de herstelkosten gelijk aan de huidige kosten.

Bij een keuze voor deze variant verdubbelen de communicatiekosten op korte termijn omdat er een duidelijke beleidswijziging plaats gaat vinden en omvangrijke preventieve maatregelen moeten worden getroffen aan de keringen en de overige waterinfrastructuur. Op de lange termijn komen de communicatiekosten overeen met de huidige communicatiekosten.

Het is zeer aannemelijk dat als de rol van de muskusrat groter wordt er meer gericht onderzoek zal moeten gedaan gaan worden naar de rol van de muskusrat in de verspreiding van bepaalde zoönosen²⁴. Dit is op basis van voorzorg. Het RIVM verwacht op basis van huidige informatie echter geen ziekte-uitbraken die specifiek door muskusratten zullen worden veroorzaakt. Voor diergerelateerde ziektes is daarom de voorzichtige aanname gedaan dat een bedrag van € 10.000 per jaar nodig zal zijn om te monitoren en de risico's te beheersen.

De vraatschade als onderdeel van schade bij derden is gering ten opzichte van de schade aan oevers en gevolgen voor machines. Uitgegaan is € 30 vraatschade per jaar per agrarisch landbouwbedrijf²⁵. De hoogte van de schades aan machines is ingeschat op het dubbele van de schade zoals aangegeven door Gaaf et al 2007²⁶.

Beheervariant III: volledige verwijdering

Nederland grenst aan sterk bestreden gebied in Vlaanderen, en matig bestreden gebieden (in oostelijk Vlaanderen en) in Wallonië en Duitsland. Bij de variant volledige verwijdering wordt een defensielijn opgezet om instroom te voorkomen aan de Nederlandse grens (dit leidt tot een indeling in drie zones, die verschillen in inzet: een 'buitenste ring' en een 'binnenste ring'. De rest van Nederland is de 'kern'. Bekende migratie routes en verbindingzones krijgen ook extra aandacht.

Op de korte termijn zal een ureninzet van 400.000 uur²⁷ nodig zijn in deze variant. Het huidige aantal bestrijdingsuren ligt hier net onder (circa 393.000 uur). Aangezien dit een marginaal verschil is, zijn de bestrijdingskosten niet herrekend, maar gelijk gehouden aan de huidige bestrijding. Deze kosten lopen niet af naar de kosten op lange termijn. Om tot een kostenschattning voor arbeid te komen bij volledige verwijdering is uitgegaan van een gelijke inspanning over een periode van 12 jaar. Dit neemt niet weg dat het ook mogelijk is om de uren anders in de tijd in te zetten om hetzelfde doel te bereiken, bijvoorbeeld aanvankelijk meer uren en later minder uren. Op de lange termijn zal een ureninzet van bijna 195.000 uur nodig zijn, uitgaande van een toekomstige tijdsbesteding van 0,5 uur/km in de kern, 1 uur/km in de binnenste ring en 1,5 uur/km in de buitenste ring. De kosten voor vervoer en vangmateriaal en overige kosten zijn zowel voor de korte als de lange termijn herrekend naar rato van de ureninzet.

²¹ Totale km's watergang 283.391

²² Hemert in Bos et al 2016

²³ Nog niet het dubbele van de extrapolatie door Gaaff et al (€ 4 miljoen) bij een veel lagere dichtheid

²⁴ Heggin, 2013

²⁵ CBS aantal landbouwbedrijven in 2016

²⁶ Gaaf et al gaat uit van € 400.000 per jaar in 2007

²⁷ Volgens het model van Van Loon (2017) is de verwachte tijdsduur tot verwijdering bij een inzet van 400.000 uren namelijk 12 jaar – met een foutmarge van enkele jaren

Bestrijding is erg arbeidsintensief, en bij een ambitieuze doelstelling als volledige verwijdering valt veel te winnen door op korte termijn te investeren in innovatie op het gebied van detectiemaatregelen (denk aan e-DNA, populatie-genetica, beeldherkenning, drones etc.). Dergelijke innovaties zullen financieel aantrekkelijk zijn, omdat detectiemaatregelen renderen. De aanname is daarom dat de huidige kosten op korte termijn worden verdubbeld. Op de lange termijn zullen de kosten voor innovatie en onderzoek weer vergelijkbaar zijn met de kosten voor innovatie en onderzoek bij de huidige bestrijding.

Bij een keuze voor volledige verwijdering worden geen kosten gemaakt voor fysieke preventieve maatregelen, zowel niet op korte termijn als op lange termijn. Bij de variant volledige verwijdering worden geen kosten gemaakt voor diergerelateerde ziektes.

Voor een groot aantal kostenposten zullen de kosten geleidelijk afnemen van het huidige niveau naar nul, gezien het feit dat de omvang van de muskusrattenpopulatie verwaarloosbaar zal zijn. Dit geldt voor het herstel van schade aan keringen, baggeren voor herstel watersysteem, herstel van oeververzakkingen, communicatie en schade bij derden. Het kleine beetje vangsten wat nog gemaakt wordt betreft dieren die kort aanwezig zijn. Deze vangsten zullen daarbij in de grensregio's worden gerealiseerd. Het betreft daarmee minder kwetsbare regio's van Nederland en veelal niet kwetsbare stroompjes en beken.

De waterschappen geven aan dat bij een keuze voor volledige verwijdering kosten van arbeidsinzet voor inspectie op de lange termijn een kleine miljoen bedragen.

Bijlage 2.4 Gevoeligheidsanalyse

De uitkomsten van de kosten-batenanalyse zijn redelijk robuust voor wijzigingen in de aannames hieromtrent.

Er is gekeken welke invloed het veranderen van specifieke parameters heeft op de uitkomsten model. De waarde van de parameter is hierbij telkens 20% hoger en 20% lager gekozen. Dit geeft het volgende beeld:

Tabel 3. Effect van een mutatie van 20% van de parameter op de kosten

Parameter	Effect op totale kosten en NCW
Kosten voor arbeid op korte termijn bij geen bestrijding	3%
Het tempo waarin fysieke preventieve maatregelen worden getroffen bij geen bestrijding	3%
Rentepercentage voor berekenen kapitaallasten bij geen bestrijding	6%
Inspectiekosten bij volledige verwijdering	1%
Lengte keringen die preventieve maatregelen behoeven bij geen bestrijding	13%
Prijs per meter voor preventieve maatregelen bij geen bestrijding	12%
Schade bij derden bij geen bestrijding	1%
Herstel oeververzakkingen bij geen bestrijding	2%

Bijlage 2.5 Definities van kostensoorten

De definities van de verschillende kosten worden in onderstaande tabel toegelicht.

Tabel 4. Toelichting op de genoemde kostensoorten

Kosten	Toelichting
Arbeid	De som van de loonkosten van bestrijders en leidinggevend, inclusief inhuur
Vervoer en vangmateriaal	Kosten gerelateerd aan het vervoer dat verbonden is met de bestrijding en het vangmateriaal dat wordt gebruikt
Innovatie en onderzoek	Kosten van innovatie en onderhoud ten behoeve van muskusrattenbestrijding
Overige kosten	Overheadkosten, niet zijnde loonkosten en niet voor de beverrat
Fysieke preventieve maatregelen	Kosten van maatregelen die graven voorkomen of onbelangrijk maken zoals betonmatten, gaas of overdimensioneren ²⁸
Arbeidsinzet inspectie	De kosten voor preventie door inspectie (door niet-bestrijders) van keringen en overige waterinfrastructuur
Herstel schade aan keringen en overige waterinfrastructuur	Onderhoudskosten voor het herstel van schade die veroorzaakt is door graverij van muskusratten
Baggeren voor herstel watersysteem	Kosten voor het verwijderen van baggerspecie die is veroorzaakt door graverij van muskusratten
Herstel oeververzakkingen	Kosten voor het herstel van oeververzakkingen die zijn veroorzaakt door graverij van muskusratten
Communicatie	Kosten van communicatie ten aanzien van muskusrattenbestrijding
Diergerelateerde ziektes	Kosten die gemaakt worden voor specifieke onderzoeksprojecten waarbij wordt bepaald wat de rol van muskusratten is in de verspreiding/transmissie van bepaalde zoönosen en de kosten die kunnen worden verwacht door ziekteuitbraken die specifiek door Muskusratten worden veroorzaakt of verergerd
Schade bij derden	Gevolgschade bij de huidige bestrijding doordat machines vastlopen en tijdelijk niet ingezet kunnen worden en vrachtschade

²⁸ BCM, 2007; Campbell-Palmer et al, 2016. Concrete ontwerpmaatregelen voor de Nederlandse situatie zijn beschreven door een werkgroep van Waterschap Rivierenland (WSRL-Werkgroep Preventieve Maatregelen ongepubliceerd)

Bijlage 3 Nadere onderbouwing van de kosten-baten analyse op onderdelen

Grenskeuze

Nederland grenst aan sterk bestreden gebied in Vlaanderen, en matig bestreden gebieden (in oostelijk Vlaanderen en) in Wallonië en Duitsland. Hierom zijn met name aan de oostzijde van Nederland en ten zuiden, tegen Wallonië aan, keuzes ten aanzien van de te hanteren grens voor volledige verwijdering relevant.

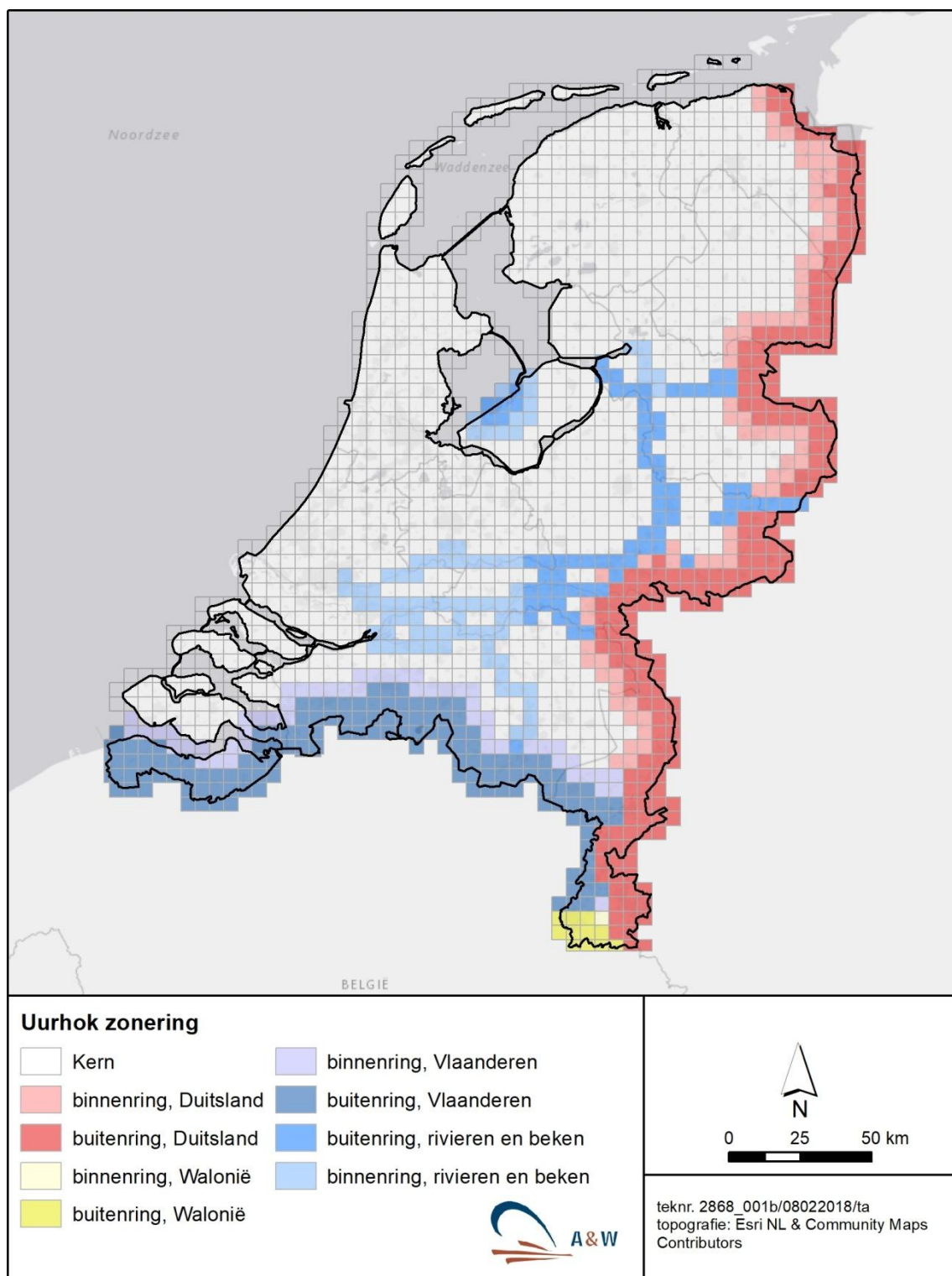
We zetten een defensielijn op om instroom te voorkomen aan de Nederlandse grens. De waterschappen in de grensprovincies (maar ook in Noord-Holland !) hebben al veel ervaring met een dergelijke defensieve strategie voor Beverrat en Muskusrat. We kiezen de landsgrens omdat:

- 1) volledige verwijdering doelmatiger en relatief goedkoper wordt naarmate de randlengte kleiner wordt in verhouding tot de inhoud,
- 2) de voordelen van verwijdering geldig zijn in hoog en laag Nederland, zij het groter in de laatste ²⁹,
- 3) het binnen de eigen invloedssfeer ligt om de instroom van dieren te beperken, door extra tijd te besteden in de grenszones.

Bekende migratie routes en verbindingzones krijgen ook extra aandacht. Het gaat hierbij om de rivieren en beken, de Vecht, IJssel, Buurse Beek, Berkel, Lek, Waal, Merwede, Maas, Lek Rijn IJssel, Oude IJssel, Neder Rijn, Nieuwe Merwede en Dommel. Ook een zone rond de enige uitzondering op de overigens vlakdekkende bestrijding, de Oostvaardersplassen, krijgt extra aandacht.

Het is overigens wenselijk verbindingzones beter in beeld te krijgen aan de hand van genetische technieken. Alterra heeft al een eerste fase uitgevoerd van een onderzoek hieraan in opdracht van de UvW (De Groot & Bos, 2018).

²⁹ Of in Limburg de voor-delen opwegen tegen de nadelen behoeft apart aandacht en overleg met de zuiderburen.



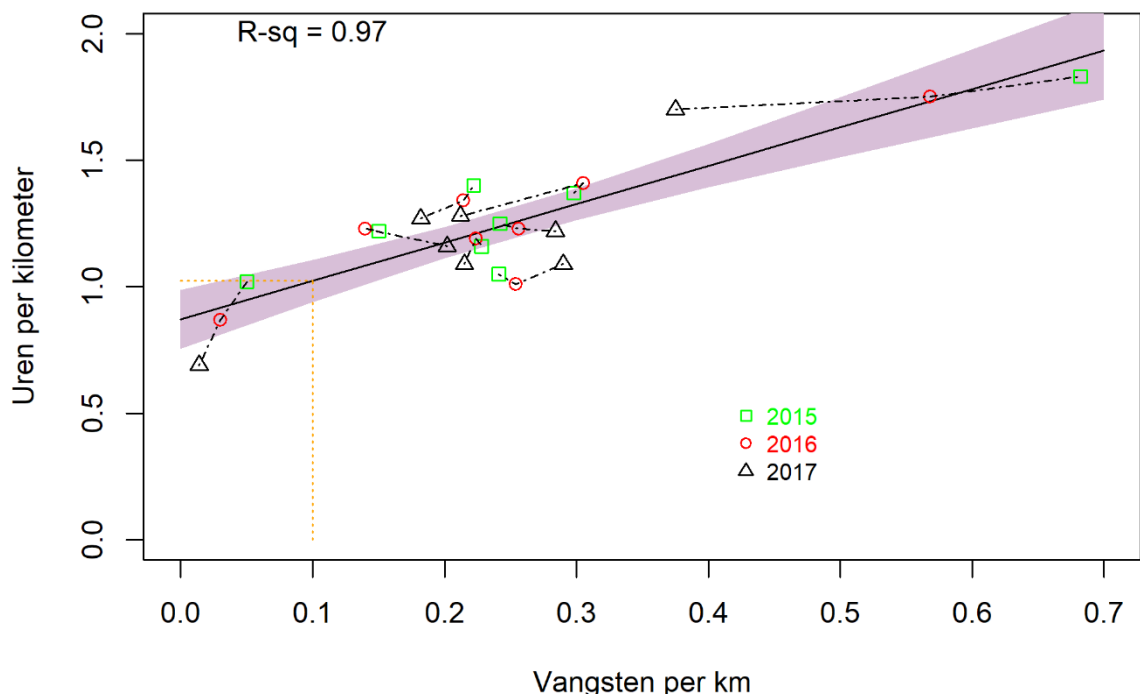
Figuur bijlage 3.1. Zonerings van Nederland naar inzet van bestrijding in fase 2, waarmee een begroting van benodigde inspanning in de toekomst is gemaakt.

Begrote tijdsbesteding in fase 2

De figuur bijlage 3.1 is gemaakt om een begroting van benodigde inspanning in de toekomst te maken. De eerste periode op weg naar volledige verwijdering wordt fase 1 genoemd. De tweede fase staat voor de situatie na het bereiken van de toestand “volledige verwijdering”.

Zolang er nog muskusratten populaties aan de grenzen zijn (fase 1), moet er voldoende tijd beschikbaar zijn om instroom snel te detecteren en op te ruimen. Op grond van informatie uit vangstregistratie en Vlaanderen is aannemelijk te maken dat de meeste instroom in de eerste vijf kilometer is op te vangen. In fase 2 (na het bereiken van de toestand “volledige verwijdering”) zal met name een inspanning moeten worden gepleegd in de directe zone aan de grens (de buitenring, eerste linie of buitenste schil) en ook redelijk wat in de binnenring (tweede linie, tweede schil van uurhokken met een lichtere kleur in de figuur). Langs rivieren en beken die ons land instromen wordt ook tijd begroot om binnentrekkende dieren op te vangen, zeker voor perioden met hoog water. Grote rivieren hebben een binnen- en buitenring, de IJssel heeft vanwege de vangsten langs het gehele tracé alleen een buitenring.

Het is een gegeven dat de urenbesteding af kan nemen naarmate de vangsten verder worden terug gedrongen. Dit blijkt uit de historische analyse van Van Loon et al. (2017a), uit het theoretische populatiemodel en uit de vangstgegevens. In bijgaande figuur bijlage 3.2 zijn de vangstgegevens op het niveau van bestrijdingsorganisaties samengevat. Om op een niveau van 0,15 v/km te blijven, moet iets meer dan 1 uur arbeidsinzet per km worden gespendeerd.



Figuur bijlage 3.2. Praktijkcijfers per organisatie ten aanzien van vangsten per kilometer en per uur voor de drie jaren 2015-2017. Bestrijding kan met minder uren inzet toe als de vangsten per km dalen, terwijl er nog steeds een dalende lijn in vangsten gerealiseerd wordt. De eenvoudige regressielijn is gegeven door $y = 0.87 + 1.51 \cdot x$. Adjusted R-squared: 0.72, $F_{1,22} = 59.86$, $p < 0.001$. Het meer complexe regressie model met organisatie als factor erbij heeft een R^2 van 0.97.

De projectgroep adviseert na overleg met de TMB dat er in de situatie van volledige verwijdering ongeveer 1,5 uur/km moet worden besteed in de buitenste schil, 1 uur/km in de tweede schil, en nog maar 0,5 uur/km als basisbezetting in de kern. Ter vergelijking: bij Wetterskip Fryslân lag de urenbesteding in 2017 bij 0,01 v/km op 0,69 u/km. Er is daar weliswaar sprake van het afbouwen van formatie, maar het blijft lastig om in te schatten waar de grens ligt. De waarde van 0,5 u/km past ook bij de praktijksituatie in andere regio's in Nederland, waar het nu op orde is en ook bij de burens voor elkaar is.

Voor de beeldvorming is het goed om te weten dat er op dit moment ook uren worden besteed langs de grens ten behoeve van de beverratbestrijding. Deze zorgt aan de grens voor een substantieel aantal vangsten muskusratten. In de buitenring wordt momenteel voor de combinatie van muskusrattenbestrijding en beverratbestrijding het volgende aantal uren per kilometer besteed:

- NON 1,75 u/km
- MRB-RL 2,32 u/km
- Limburg 3,31 u/km

Arbeidstijd en -kosten onder volledige verwijdering

Het aantal km watergang dat gespeurd moet worden per schil langs de grens is gegeven in de onderstaande tabel.

Tabel bijlage 3.1. Het aantal km watergang per zone op basis van de kaart bijlage 3.2.

Ligging	binnenring	buitenring	kern	Eindtotaal
Beek of rivier (moearas)	21113	11995		33108
Duitsland	9726	15806		25532
kern			205378	205378
Vlaanderen	4806	10452		15258
Walonië	42	195		237
Eindtotaal	35687	38448	205378	279513

Het aantal uren dat gespeurd moet worden per schil langs de grens is gegeven in de onderstaande tabel. Uitgaande van een toekomstige tijdsbesteding in fase twee van 0,5, 1 en 1,5 u/km in de kern, de binnenste ring en de buitenste ring respectievelijk (afpraak TMB van 25 januari 2018) is er een inzet nodig van 196.000 velduren (zie tabel bijlage 3.2) of wel 163 - 180 FTE. Waarbij we aannemen dat een FTE gelijk staat aan 1050-1200 velduren (data R. Kleinman). De extra inzet in een bufferzone rond een uitzonderingssituatie – zoals het moeras rond de OVP- kost extra tijd. In het geval van de OVP wordt het geschat op een extra ureninzet van circa 1200 velduren.

Ongeveer 50% van de tijd in fase 2 zal in grensuurhokken en langs beken en rivieren ingezet worden. De rest van de tijd wordt in het binnenland van Nederland besteed. Gemiddeld over Nederland is dat ca. 0,70 u/km, in vergelijking met ca 1,4 u/km in de laatste jaren. We gaan uit van een groot aantal extra mensen met bredere takenpakketten om dit aantal FTE in te vullen.

Tabel bijlage 3.2. Het begrote aantal uren inzet per zone in fase 2 onder volledige verwijdering, op basis van de aanwezige kilometers watergang (kaart bijlage 3.2) en een onderbouwde aanname over de toekomstige tijdsbesteding.

Land	binnenring	buitenring	kern	uren totaal
Beek of rivier (moeras)	21113	17993		39106
Duitsland	9726	23709		33435
kern			102689	102689
Vlaanderen	4806	15678		20484
Walonië	42	292		334
Eindtotaal	35687	57672	102689	196048

In termen van geld (zie bijlage 2) is dat een bedrag van circa 15 miljoen euro per jaar.

Kosten onder huidige bestrijding op lange termijn

Er is momenteel een trend gaande richting lagere vangsten en lagere arbeidsinzet. In de variant 'huidige bestrijding' is het de bedoeling dat deze trend zich doorzet tot er overal 0,15 vangsten per km worden gemaakt. De projectgroep adviseert om in die situatie nog steeds ongeveer 1.5 uur/km te begroten voor bestrijding in de buitenste schil en 1 uur/km in de tweede schil en in de kern. De totale arbeidsinzet wordt dan bijna 300.000 uur (zie tabel bijlage 3.3), wat correspondeert met 249 - 285 FTE. De kosten zullen 23 miljoen bedragen per jaar (zie bijlage 2.1). Dat is een jaarlijks verschil van ca 8 miljoen euro met de variant volledige verwijdering.

Tabel bijlage 3.3. Het begrote aantal uren inzet per zone in fase 2 onder de huidige doelstelling (vlakdekkend jaar rond bestrijden bij < 0,15v/km), op basis van de aanwezige kilometers watergang (kaart bijlage 3.2) en een onderbouwde aanname over de toekomstige tijdsbesteding.

Land	binnenring	buitenring	kern	uren totaal
Beek of rivier	21113	17993		39106
Duitsland	9726	23709		33435
kern			205378	205378
Vlaanderen	4806	15678		20484
Walonië	42	292		334
Eindtotaal	14575	39679	205378	249
				298737

Bijlage 4 Effecten op natuur

In de onderhavige studie is de ecologische rol van de Muskusrat enigszins onderschikt aan andere aspecten van het dier, de populatie dynamica, de schade door graverij en de daarbij behorende risico's en de financieel/economische aspecten van de verschillende scenario's van beheer.

De ecologische rol, ofwel de effecten op de natuur, zijn niettemin relevant. Het aspect moet meegewogen worden in de uiteindelijke besluitvorming over het beheer.

Er zijn in deze studie geen nieuwe veldgegevens verzameld over dit onderwerp, maar het is passend om een kort overzicht te geven van bekende informatie op dit vlak. We doen dit door naar een paar essentiële internationale reviews te verwijzen en enkele voorbeelden uit de Nederlandse praktijk te geven waaraan dit kan worden gerelateerd.

De effecten op biodiversiteit zijn samengevat door de EU bij het opstellen van de lijst van Invasieve exoten (Deputy Direction of Nature 2015) en in de aanloop daar naartoe (Kettunen et al. 2009). In het Invasive Species Compendium staat een zeer informatieve samenvatting van relevante informatie over het dier, waaronder zijn impact op de diversiteit (Triplet 2015). Een kort-door-de-bocht overzicht is er ook de website <http://www.europe-aliens.org/> van de EU (DAISIE 2009). Een mooi en uitgebreid overzicht is ook samengesteld door Skyriené (2012) en veel van deze samenvattingen verwijzen naar Danell (1996).

Uit de literatuur komt naar voren dat de Muskusrat een sterke invloed heeft op de vegetatiedynamiek door begrazing (Danell 1996; Kadlec et al. 2007). Er is daarmee grote invloed op de habitats voor andere soorten. In de voormalige Sovjet Unie zijn duizenden hectares riet verloren gegaan na introductie van de Muskusrat (bron in: Skyriené 2012). Kadlec et al. (2007) beschrijven enkele cases waaruit goed de omvang en de diversiteit van invloed blijkt.

Vraat kan ertoe leiden dat sommige soorten afnemen en niet-geconsumeerde soorten (bijvoorbeeld zegges *Carex*) toenemen. Bernhardt en Schröpfer (bron in: Triplet 2015) hebben aangetoond dat de Muskusrat in het Eems-gebied (Duitsland) lisdodde (*Typha latifolia*) doet verdwijnen en de ontwikkeling van een cypergras (*Scirpus lacustris*) bevordert. Gepubliceerde voorbeelden daarvan uit Nederland hebben betrekking op de invloed op waterplantenvegetatie in de Ooijpolder (Heine and van der Velde 1978), de invloed op moerasontwikkeling in Jan Durkspolder (Fr; Wymenga 1999) en de rietontwikkeling in de Reeuwijkse plassen (Vermaat et al. 2016; Van der Burg and Vermaat 2017). Uit het werk van Vermaat & Van der Burg blijkt dat het uitsluiten van de muskusrat tot een forse toename van riet en andere waterplanten leidt. Deze auteurs laten overtuigend zien dat de aanwezigheid van Muskusratten het areaal waterriet beïnvloed. Ze laten zien dat de rol van Muskusratten onderschat lijkt ten opzichte van bekende factoren als waterkwaliteit, vaste peilen, golfwerking en ganzenvraat. Waterplantenvegetaties en helofytenvegetaties zoals waterriet zijn erg relevant voor de biodiversiteit, en natuurbeschermingsorganisaties en waterschappen investeren veel geld in de ontwikkeling en stimulering van deze habitats.

Al met al zorgt de soort ervoor dat meren niet dichtgroeien of weer in open water veranderen. De ontsluiting van dichte vegetatiebedden creëert een mozaïek van locaties met verschillende licht- en temperatuurklimaten, waar ecologische processen verlopen met verschillende

snelheden en intensiteit (Danell, 1996). Door het reduceren van de staande biomassa en het openwerken van moeras kan er een positief effect zijn op de botanische rijkdom.

Als gevolg van de vegetatie veranderingen kunnen gemeenschappen van ongewervelde waterdieren, vissen en vogels die daar van afhankelijk zijn van aard veranderen. Afhankelijk van het menselijk belang bij de ontwikkeling van een bepaald wetland, kan de muskusrat daarom worden beschouwd als een waardevol element of als een pestsoort (Danell, 1996). Zo was een biologische boer uit Nieuwegein zeer tevreden met de huidige effectieve bestrijding en de resulterende lage populaties Muskusratten, omdat hij weer allerlei leven in de sloot zag. Kleine egelskop, Gele plomp, Witte waterlelie etc. Een andere ingeland daarentegen bezag hetzelfde fenomeen als last, en gaf aan meer werk te hebben aan het schonen van de sloot (Ruud Kleinman pers. med.). Een natuurbeheerder uit de Nieuwkoopse plassen (M. van Schie) vroeg aan de bestrijding om extra inzet in een proefgebied ter plaatse om verlanding meer kans te geven.

De Muskusrat bedreigt elders in Europa endemische soorten zoals de desman *Desmana Moschata* (Genovesi 2006), schelpdieren (Skyriené 2012; Stemmer 2017), vissen (bronnen in Skyriené 2012) en broedende nestvogels (Triplet 2015). Vooral bedreigde mosselpopulaties worden getroffen. Stemmer (2017) geeft twee voorbeelden uit Duitsland van situaties waar de vraat van zoetwatermosselen door Muskus- en Beverrat tot grote effecten op populaties zoetwatermosselen leidde. Het ging om waardevolle populaties waarvoor speciaal natuurbeschermingsmaatregelen waren genomen, die door de invloed van Muskusratten weer teniet werden gedaan. Omdat er vissoorten zijn die hun eieren in zoetwatermosselen leggen zijn er ook indirecte effecten. Dit geldt bijvoorbeeld voor een zeldzame vissoort als de Bittervoorn.

Moerasontwikkeling in Jan Durkspolder

In 1990 zijn de inrichting en het beheer van de Jan Durkspolder in de Alde Feanen gewijzigd en is de tot dan toe bemalen gebied ontpolderd. Via regenwater en afvoer van water uit aanpalende maar hoger gelegen gebieden is het gebied in de loop van 1990 ondiep onder water komen te staan. Al vanaf het eerste jaar na de verandering ontstonden op grote schaal helofytenvegetaties van vooral Liesgras in de ondiep onder water staande delen. In die delen vestigden zich in de zomer en de winter van 1990 muskusratten. Het ging om tientallen bouwen. Rond elk bouw was goed te zien hoe de muskusratten materiaal aansleepten om de bouw te maken: de bouwen hadden een ring met open water er omheen waar de vegetatie grotendeels weg was. De bouwen bleken in het jaar erop ideale nestelplekken te zijn voor kokmeeuwen en er ontstond een kolonie. In combinatie met een hoge waterpeil en het wegvreten van de vegetatie werd het ontstane moerassige deel dermate open, dat wind- en golfwerking vrij spel kreeg en de vegetatie mede daardoor in snel tempo degradeerde. In 1992 al waren de Liesgras- en Rietvegetaties grotendeels verdwenen en resteerden pluksgewijs Pitrus-vegetaties (met daartussen helofyten zoals Gele Lis, Grote Egelskop en Liesgras) en op kleine schaal rietvegetaties. Na drie jaar was de vegetatie grotendeels verdwenen en uit de kartering van 1998 blijkt dat er een 'bak met water' was ontstaan waarin verlandingsvegetaties zo goed als ontbreken (Wymenga 1999). In plaats van verlanding met moerasplanten heeft het gebied door hogere waterstanden, en vooral ook vraat door Muskusratten en watervogels een geheel open karakter gekregen.

Oostvaardersplassen

Muskusratten worden in de Oostvaardersplassen gezien als een verrijking voor de biodiversiteit. Graverij wordt niet als schade gezien maar als natuurontwikkeling. Reliëf dat door de graverij ontstaat, zorgt voor niches die door allerlei diersoorten worden gebruikt. Hiernaast worden de winterhutten gezien als potentiële broedlocaties voor vogels en broeihopen voor ringslangen. Ook dienen muskusratten als voedsel voor predatoren (pers. med. ZZL).

Sinds 2006 wordt er in het moerasdeel van de Oostvaardersplassen niet bestreden. De dichtheden Muskusratten zijn er hoog op basis van onze studie met levend vangen en merken. De uit de lucht getelde aantallen winterhutten waren er hoog in 2006 en 2013 (Roos and van Eerden 2006; Beemster 2015) en zijn allen in de rietvegetatie gelokaliseerd. Er is weliswaar een trendmatige verandering in rietvegetatie in het moeras van de Oostvaardersplassen, maar het is niet zo dat Muskusratten in deze een belangrijke invloed lijken te hebben (Beemster pers. med.).

Het is duidelijk dat er effecten zijn van Muskusratten op de vegetatie. Zo duidelijk zelfs dat ze er onder natuurlijke omstandigheden toe leiden dat het leefgebied voor Muskusratten van kwaliteit verandert en de aantallen als gevolg daarvan weer afnemen (Sokolov and Lavrov, 1993 in Triplet 2015). Op Europees niveau zijn de beschreven effecten mede reden geweest om de Muskusrat op de lijst van Invasieve Exoten te plaatsen. Gezien de huidige inspanningen in het Nederlandse water- en natuurbeheer om verlandings-vegetaties te stimuleren, met de bijbehorende afgeleide natuurwaarden als broedgebied voor vogels en paaiplaats voor vis, lijkt het verdedigbaar om de rol van de Muskusrat op habitats en biodiversiteit in Nederland eerder negatief dan positief te benoemen en het mede als reden te zien om tot verwijdering te beslissen. Dit in lijn met vele gepubliceerde aanbevelingen en Europees beleid (Stuyck 2008; Simberloff 2013; Deputy Direction of Nature 2015; Triplet 2015; Stemmer 2017; Van der Burg and Vermaat 2017).

Bijlage 5 Overdracht van Zoönosen

Muskusratten dienen als een reservoir of een tussengastheer voor bacteriën, virussen, nematoden (10-27 soorten, trematoden (39-41 soorten), en cestoden (13-22 soorten; Hoffmann 1958; Skyriené 2012). De soort wordt geassocieerd met overdracht van verschillende ziekten op mensen (Young et al. 1969; Borgsteede et al. 2003; Kettunen et al. 2009; Ulrich et al. 2009; Wobeser et al. 2009; Skyriené 2012; Triplet 2015; Uiterwijk et al. 2016). Denk bijvoorbeeld aan Tularemie, Giardia, Leptospirose en verschillende soorten lintworm, waaronder een echt nare ziekte, zoals de vossenlintworm (*Echinococcus multilocularis*). Hegglin (2013) benoemt hoe soorten als Muskusrat, Beverrat en Bever indirect bij kunnen dragen aan verhoogde risico's van ziekteoverdracht op mensen: De soorten zijn drager van de ziekteverwekker, komen in aanraking met honden of vossen en dragen daar de verwekker bij over. Reinhardt et al. (2003) en Ulrich et al. (2009) benoemen knaagdier gerelateerde ziektes als een reële kostenpost in Duitsland.

De genoemde ziektes zijn ook volgens het RIVM een reëel probleem (Maas, pers. med.). Er zijn in ieder geval humane gevallen van Tularemie, Giardia, Leptospirose en de vossenlintworm. Het aandeel van de muskusratten daarin is echter niet bekend en is waarschijnlijk beperkt (Maas pers. med.). Vaak spelen andere soorten (momenteel) een grotere rol. Voor de vossenlintworm bijvoorbeeld zijn dit honden, vossen en muizen. Bij Tularemie lijkt de rol van hazen groter. De mens heeft zelf de belangrijkste rol als overbrenger van Giardia, terwijl met name bruine ratten een grotere rol bij Leptospirose wordt toegedicht.

In Nederlands is bij bestrijders een bloedonderzoek uitgevoerd in 2016 (Friesema et al. 2017). Van 246 betrokkenen bij de muskusrattenbestrijding is een bloedmonster genomen dat is getest op antilichamen tegen zes hantavirussen. Eén bloedmonster bevatte een variant van het hantavirus (het Puumala-virus). Van 162 deelnemers was voldoende bloed beschikbaar om het ook op leptospiren te testen. Twee van hen waren besmet met deze bacterie. Of zij ook ziek zijn geworden van deze Leptospira-bacterie, kon niet met dit onderzoek worden aangetoond. De risico's van overdracht van zoönosen kunnen worden verminderd door hygiënisch te werken (RIVM 2017).

Op ons verzoek heeft mw. Maas van het RIVM een korte zoektocht in de literatuur uitgevoerd over muskusratten en of ze geassocieerd zijn met ziekte-uitbraken bij mensen. Hoofdvraag was:

Zijn er op nationale schaal kosten verbonden aan de rol van de aanwezigheid van muskusratten m.b.t. de verspreiding van de vossenlintworm (besmetting van huisdieren en mensen), of andere zoönosen, in navolging van wat gesteld is door Reinhardt et al. (2003)?

Er zijn wel enkele artikelen waarbij Tularemie bij een of enkele mensen geassocieerd wordt met muskusratten, maar over echte uitbraken is alleen een studie uit 1968 gevonden uit de VS (Young et al. 1969). In die studie zijn 47 gevallen beschreven waarin de ziekte werd gediagnosticeerd bij mensen die Muskusratten hadden gevangen of gehanteerd in de voorafgaande vier weken. De verschijnselen varieerden van 'severe prostrating illness to inapparent infection'.

Verder is er veel literatuur over muskusratten en Giardia, maar voor zover deze is bestudeerd, is er geen uitbraak bij mensen bekend die echt geassocieerd werd met muskusratten. Kortom, uitgaande van de literatuur lijkt het zo te zijn dat er zeer weinig ziekte uitbraken zijn die

specifiek door muskusratten worden veroorzaakt. Wat overigens niet betekent dat deze er niet zijn. En er is wel veel literatuur te vinden over allerlei pathogenen die worden gevonden bij muskusratten, maar deze lijken dan niet vaak de primaire oorzaak voor ziekte-uitbraken bij mensen.

Met de beschikbare gegevens is het daarmee niet of moeilijk onderbouwen dat Muskratten aanzienlijk zouden gaan bijdragen aan daadwerkelijke uitbraken van dergelijke zoönosen (M. Maas (RIVM), pers. med.).

Het RIVM en andere overheidsinstanties maken kosten voor onderzoek aan deze zoönosen bij reservoirdieren. Echter, omdat muskusratten niet de belangrijkste reservoirdieren zijn, worden muskusratten hierin (behalve voor Tularemie en vossenlintworm (Borgsteede et al. 2003) niet meegenomen. Het is lastig te voorspellen hoe groot de rol van de muskusrat wordt als er geen bestrijding meer plaatsvindt. Dat zal ook per ziekte verschillen. Het is mogelijk dat rol van de muskusrat groter wordt en dan zal meer gericht onderzoek gedaan gaan worden naar de rol van de soort.

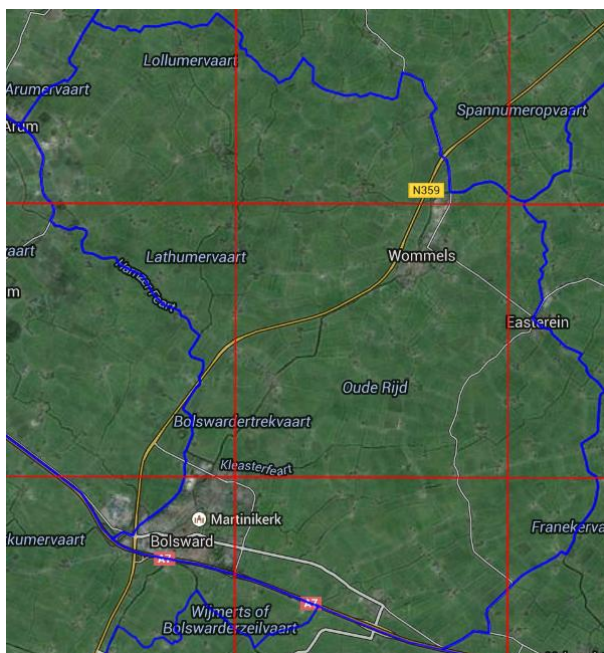
Bijlage 6 Voorbeelden van volledige verwijdering in NL

In de hoofdtekst is een kaart en een tabel opgenomen met regio's waarin al drie jaar nul of vrijwel nul vangsten worden gemaakt en die als voorbeeld van lokale verwijdering worden gezien. De voorbeelden worden benut om te onderbouwen dat het in de praktijk mogelijk is om de muskusrat volledig te verwijderen, en een betere inschatting te kunnen geven van het aantal jaar dat wellicht begroot moet worden om de muskusrat volledig uit Nederland te verwijderen. Hier worden de voorbeelden uit de tabel meer of minder toegelicht, voor zover daar aanleiding toe is.

Fryslân

Vanggebied NW05 (Wommels)

Een bespreking van twee aansprekende voorbeelden uit Fryslân (Wommels en Alde Feanen) door Siebe Dol, Herman Schuurman en Jappie Nagelhout is aangepast overgenomen uit een intern memo van Wetterskip Fryslân (dd 13 mei 2015).



Topografie vanggebied 5

Het vanggebied 5 ligt in het westen van de provincie Fryslân en is globaal te omcirkelen langs de plaatsen Bolsward, Achlum, Wommels en Nijland. Dit vanggebied bestaat overwegend uit kleiweide, met in het noorden enige akkerbouw en bevat 977 km watergang. Daarnaast is er relatief veel bevaarbaar boezemwater zoals de Bolswardervaart en de Franekervaart, die weer vele zijtakken hebben naar de kleine gehuchten/buurtschappen. Ten oosten van Wommels en Oosterend is het natuurgebied Skrok gelegen, een uitstekend weidevogelgebied van Natuurmonumenten.

Samenwerking natuurorganisatie

De samenwerking met Natuurmonumenten is soepel en constructief te noemen. De muskusrattenbestrijders weten wanneer ze het gebied wel en niet kunnen betreden. De boswachter is een (oud)piekbestrijder die in het verleden zelf aan de speuracties in dit vanggebied heeft deelgenomen.

Werkwijze

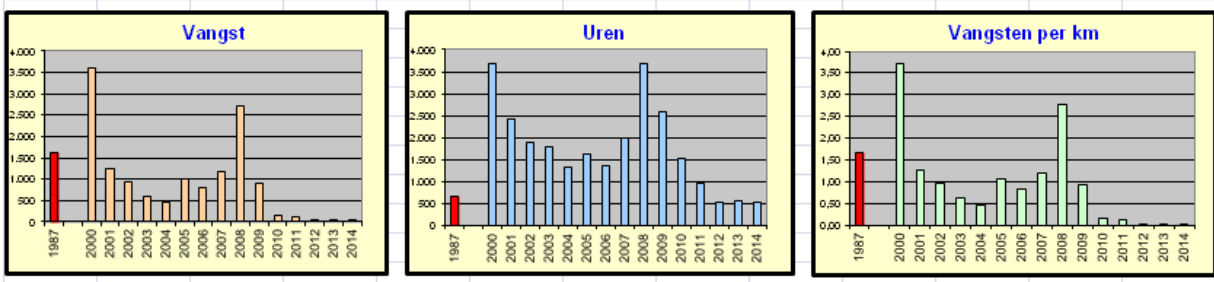
Doordat de vangstresultaten in dit vanggebied vanaf 2001 tot en met 2007 niet naar het gewenste niveau wilden dalen, is hier voor een ander plan van aanpak gekozen. Vanaf 2008 konden we mede door de piekbestrijders een inhaalslag maken.

Met als resultaat in 2008: 2.706 muskusrattenvangsten, 3690 velduren, 0.73 v/u en 2,77 v/km.

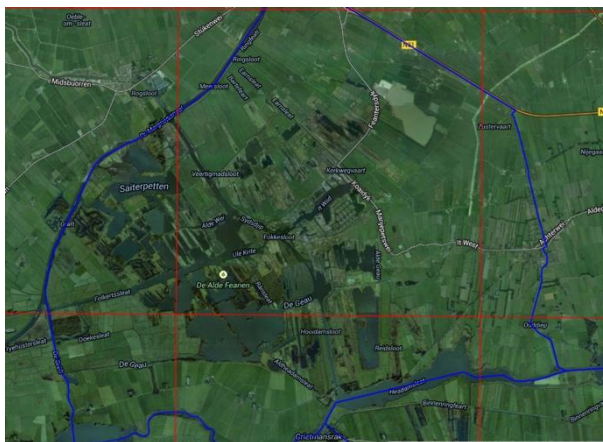
Gelijktijdig zijn een aantal jaren de passieve vangmiddelen uitgebreid naar 570 stuks. Tijdens de trekperiodes is er continu systematisch in ploegjes bestrijders doorgespeurd. Uiteraard ook op het boezemwater. De groepsgrootte varieerde van 4 bestrijders tot 16 bestrijders voornamelijk tijdens de winter-speurperiodes. Vanaf 2009 zijn de velduren geleidelijk afgebouwd en in 2014 werden slechts 8 muskusratten gevangen in 536 velduren oftewel 0,01 v/u en 0,01 v/km. De passieve vangmiddelen zijn in 2014 teruggebracht naar 140 stuks. In de eerste vierperiodes van 2015 zijn er 3 muskusratten gevangen in 146 uren. Deze situatie met 0.01 v/km blijft stabiel tot eind 2017 (bron: vangstregistratie).

Absolute vangsten en uren: Noord-West-05

Km watergang: 977.22



Vanggebied Noord Oost 27



Topografie vanggebied Noord Oost 27

In de driehoek tussen Leeuwarden, Heerenveen en Drachten ligt vanggebied 27. Het toeristische plaatsje Eernewoude ligt in het centrum van het gebied. Het gebied heeft 811 kilometer watergang en bestaat voornamelijk uit het bijna 2.300 ha grote laagveenmoeras De Alde Feanen. Dit is een zeer afwisselend landschap bestaande uit meren, petgaten, rietlanden, ruigten, struwelen en moerasbossen. Het gebied staat door middel van verschillende watergangen in

verbinding met de Friese boezem, het Margrietkanaal loopt er bijvoorbeeld vlak langs. Dit kanaal is de verbinding tussen Lemmer en Groningen. De grondsoort is voor het grootste gedeelte veen. Door de structuur is het moeilijk overal tot achterin de gebieden te komen, het lukt wel maar dat kost dan veel tijd. Naast veel natuur is er nog een groot gedeelte veenweidegebied.

Samenwerking natuurorganisatie

De natuur is in beheer van het Fryske Gea (IFG). Met deze natuurorganisatie wordt regelmatig gesproken. Er is een prima werkbare relatie. Binnen IFG zijn er mensen die er ook van overtuigd zijn dat het een gezamenlijk belang is de populatie muskusratten laag te houden.

Werkwijze

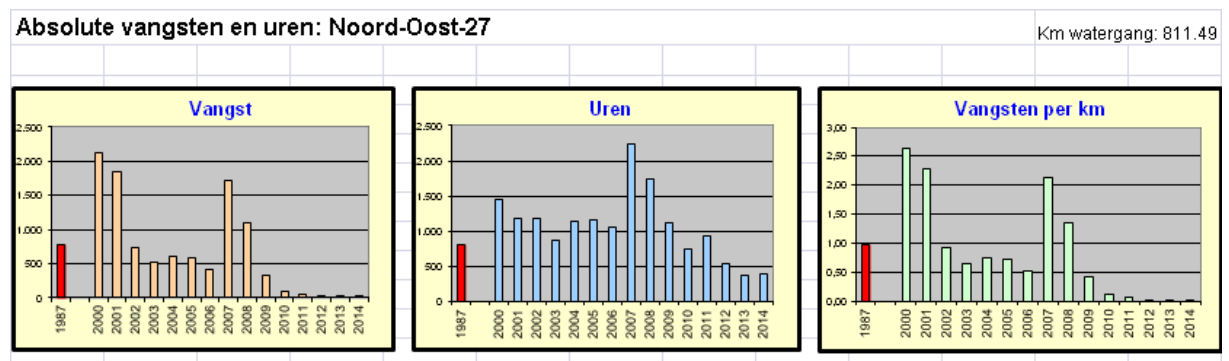
In 2007 is er voor gekozen dit vanggebied met een solide structuur van 300 schijnduikers en 100 duikerafzettingen te gaan inrichten. Er zijn zoveel schijnduikers omdat er in het gebied weinig andere mogelijkheden zijn. Deze zijn nog aangevuld of vervangen met doorgravingen omdat dit nog veel beter bleek te werken.

In 2007 waren er: 1.719 muskusrattenvangsten, 2.244 velduren, 2.76 u/km, 0.77 v/u en 2,12 v/km.

In de polders is in eerste instantie veel samengewerkt met andere bestrijders, er zijn met regelmaat speuracties geweest. De natuurgebieden zijn voor het grootste gedeelte in de winter bewerkt en de polders in het vroege voorjaar.

De passieve vangmiddelen zijn teruggebracht van 404 stuks in 2007 naar 163 stuks nu.

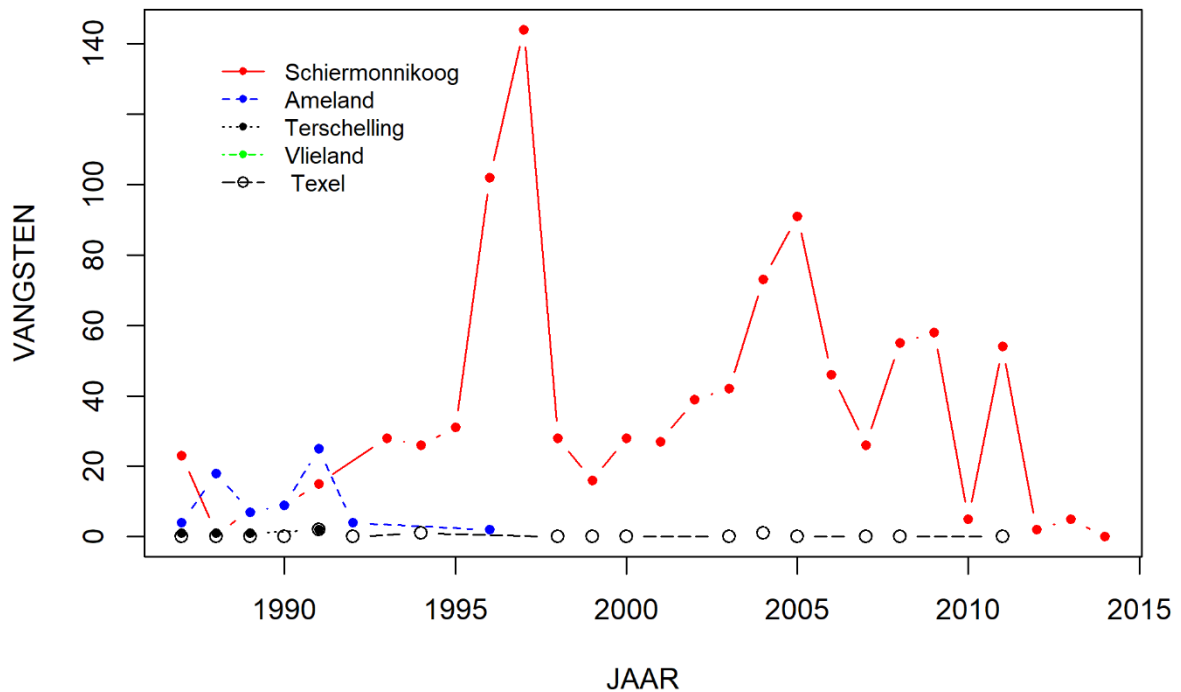
In 2014 zijn er drie vangsten gedaan in 388 uren. In de eerste vier periodes van 2015 zijn er 0 muskusratten gevangen in 148 uren. Deze situatie blijft stabiel tot eind 2017 waarin met 0.44 u/km, nul vangsten worden gerealiseerd (bron vangstregistratie).



De Waddeneilanden Schiermonnikoog, Ameland, Terschelling en Vlieland

De Waddeneilanden vormen belangrijke cases. Het zijn schoolvoorbeelden die meer onder de definitie van uitroeiing vallen ³⁰, omdat het om situaties gaat waar geen vervolg inzet meer nodig is als de populatie is verwijderd. De ons bekende datareeks komt uit vangstregistratie (v1, zie figuur bijlage 6.1). Aanvullende gegevens zijn in v2 opgezocht.

³⁰ Eradication has been defined as the complete and permanent removal of all wild populations of an alien plant or animal species from a defined area by means of a time-limited campaign (Bomford and O'Brien 1995). The term 'complete removal' is proposed to describe removal from an area but with ongoing effort to maintain the area as clear, as features in many larger scale mainland programmes (Robertson et al. 2016).



Figuur bijlage 6.1 Aantallen vangsten op de Waddeneilanden in de Nederlandse Waddenzee van 1987-2013 (vangstregistratie v1).

Op Schiermonnikoog zijn vanaf 1987 honderden vangsten gemaakt. Er is een sterke stijging in vangsten tot 1997, gevolgd door een forse daling. Tot 2005 nemen de vangsten weer toe. In 2012 wordt besloten er een flinke hoop energie in te steken (430 uur in 4 jaar, wat sindsdien niet meer nodig is. Uiteindelijk in 2014 wordt vooralsnog de laatste Muskusrat gevangen. In 2015 is er nog 60 uur gespeurd, maar zijn er geen vangsten meer gemaakt.

Op Ameland zijn in 1988 18 vangsten bekend in 1991 nog eens 25. In de jaren ertussen zijn er af en toe eens een paar dieren gevangen en in 1996 de laatste twee. Het totaal van de bekende vangsten is er 69 in 7 jaar.

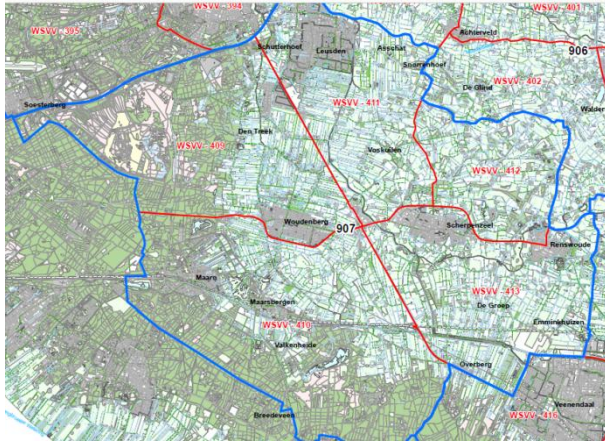
Van Terschelling zijn vijf vangsten bekend in vangstregistratie, te weten in 1987, 1988, 1989 en 1991.

Afgaand op wat geregistreerd is, is Vlieland klaarblijkelijk niet gekoloniseerd geweest.

Op Texel (NH) zijn slechts zeer incidenteel Muskusratten gevangen. Totaal waren het er vier in de periode 1991-2004.

Voorbeelden van Muskusrattenbeheer Rivierenland

MRB_RL-Vallei en Veluwe-MRB_RL-907



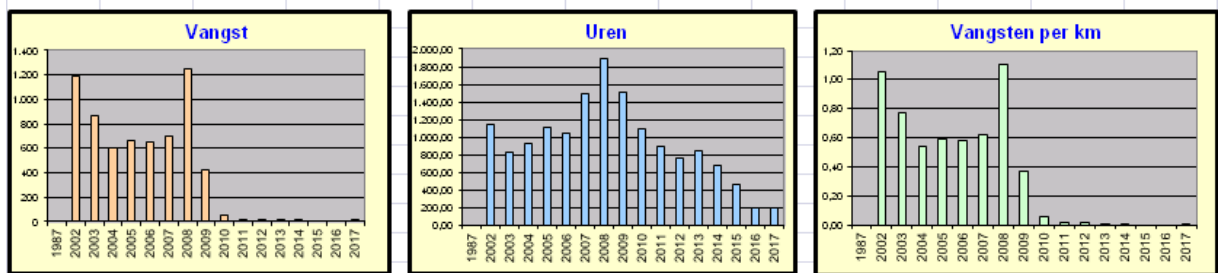
Vanggebied 907 (Leusden, blauwe lijn is grens vanggebied, rode lijnen zijn deelgebieden binnen het vanggebied)

In 2014 zijn nog zes vangsten gemaakt en in 2017 weer 1. Niets ten opzichte van de ruim 1000 vangsten in 2008. De ene vangst was overigens een muskusrat die op het Valleikanaal is gevangen. Dit is een kanaal dat vanaf de Nederrijn helemaal door het waterschap loopt en uitmondt in de Eem (gebied 904). Deze situatie blijft stabiel tot op heden met minder dan 0.01 v/km en een aantal u/km

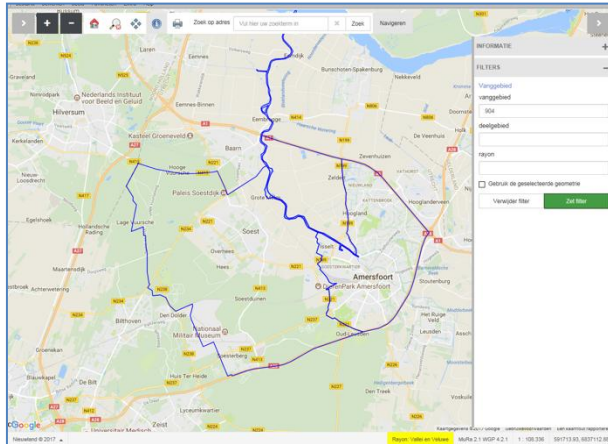
dat naar 0.2 is gedaald (bron vangregistratie).

Absolute vangsten en uren: MRB_RL-Vallei en Veluwe-MRB_RL-907

Km watergang: 1126.00



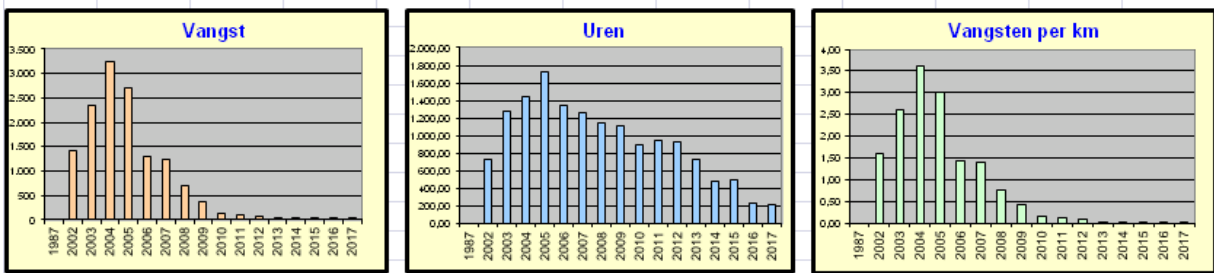
MRB RL-Vallei en Veluwe-MRB RL-904



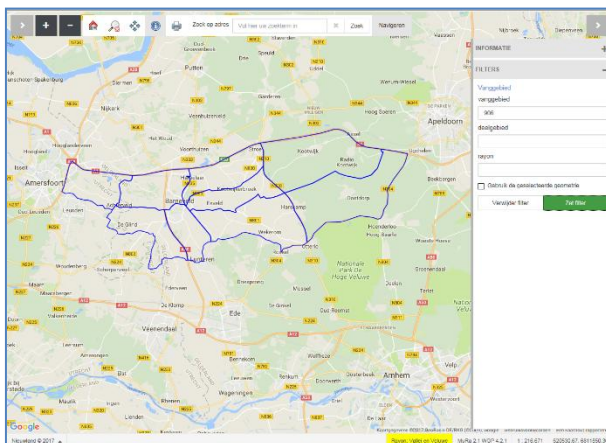
In vanggebied 904 (Amersfoort) is de situatie sinds 2014 stabiel zeer laag (< 0.01 v/km) bij een ureninzet die daalde naar 0.23 u/km. De vangsten van de afgelopen 4 jaar in gebied 904 zijn vangsten die via de Eem zijn binnengekomen.

Absolute vangsten en uren: MRB_RL-Vallei en Veluwe-MRB_RL-904

Km watergang: 899.00



MRB RL-Vallei en Veluwe-MRB RL-906

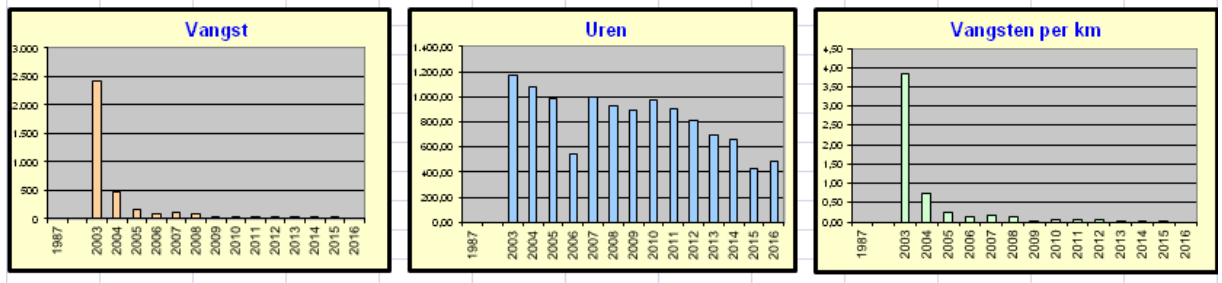


In vanggebied 906 (Barneveld) is de situatie sinds 2014 stabiel zeer laag (< 0.01 v/km) bij een ureninzet die daalde naar 0.34 u/km. De zeldzame vangsten van 3 en 4 jaar terug in gebied 904 zijn vangsten langs de A1, dus op de grens. Dat had te maken met het gebied boven de A1. Daar was nog enige besmetting.

[illegible]

Vanggebied 128 (blauwe lijn is grens vanggebied, rode lijnen zijn deelgebieden binnen het vanggebied). Al vanaf 2006 is het aantal vangsten in dit vanggebied laag. In de periode na 2014 is het aantal vangsten in MRB_RL-128 stabiel onder de 0.01 v/km bij 0.75-1 u/km.

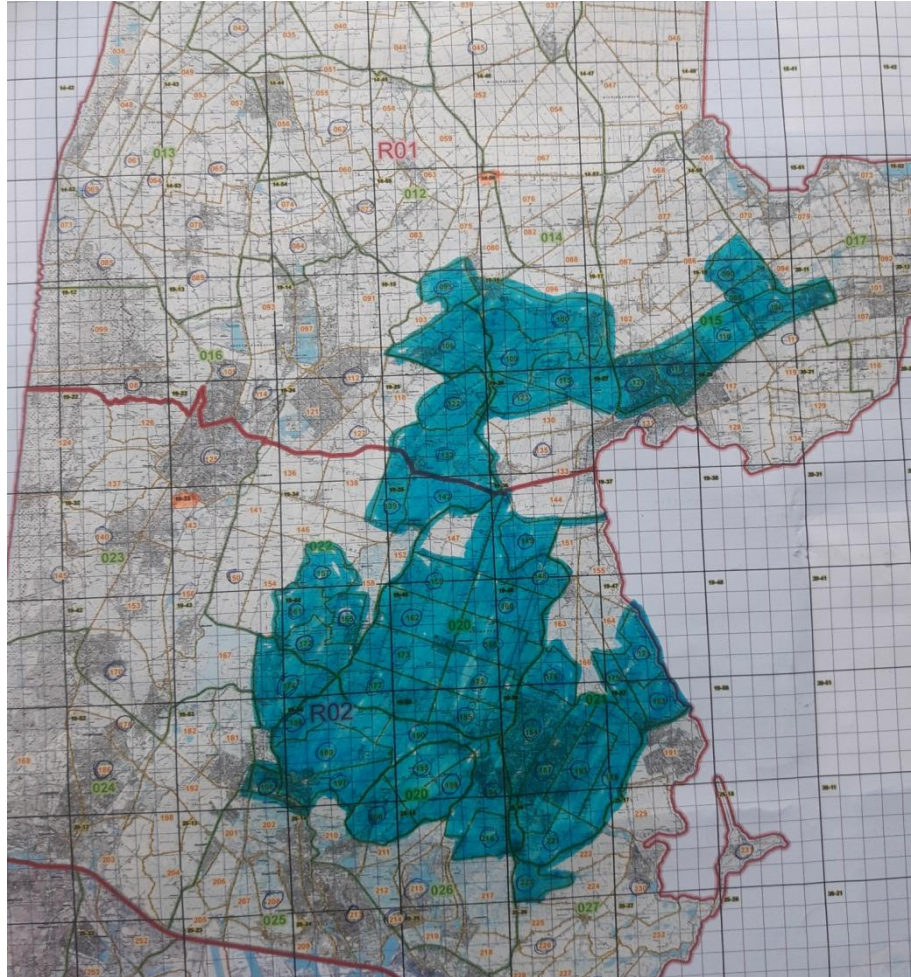
Voorheen Alblasserwaard-Oost en de Vijfheerenlanden-8,01 (in Vangstregistratie 1)



Muskusrattenbeheer WMNL

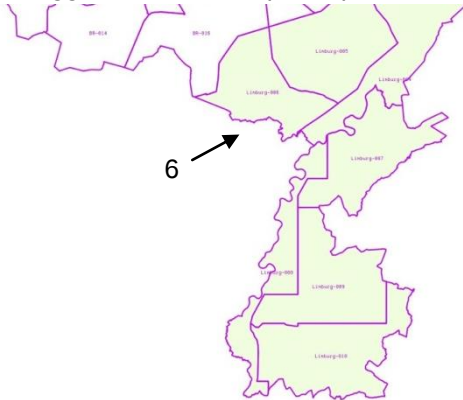
Conglomeraat van vanggebieden in Noord Holland (Beemster)

De Muskusrat kan in een grote aaneengesloten serie vanggebieden in Noord Holland als volledig verwijderd worden beschouwd.



Limburg

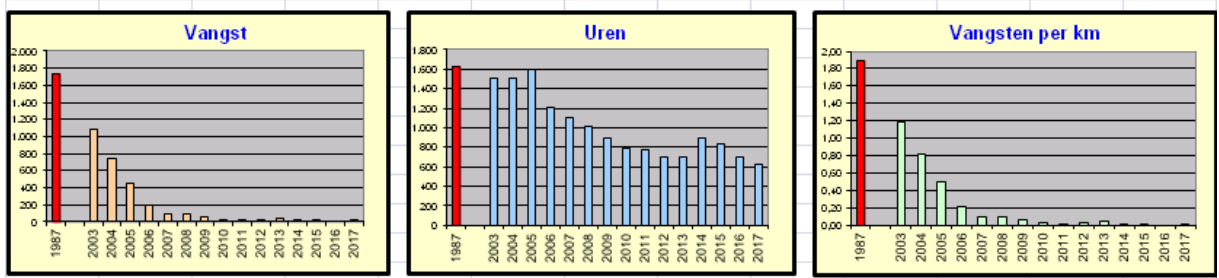
Vanggebied WPM 06 (Weert)



In Limburg zijn er drie gebieden nagenoeg leeg, te weten vanggebied 5, 6 en 8. Vanggebied 6 (bij Weert) is het voorbeeld met de minste vangsten in de laatste drie jaren, te weten minder dan 0.01 v/km bij ca. 0.7 u/km.

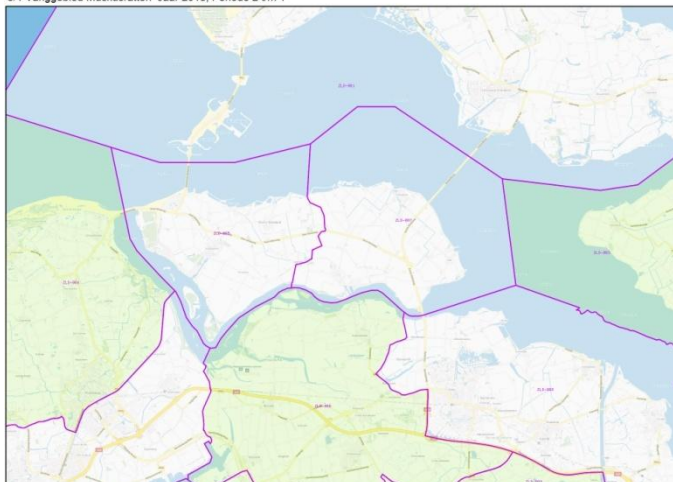
Absolute vangsten en uren: WPM-WPM-06

Km watergang: 920.68



Scheldestromen

8/1 Vanggebied Muskusratten Jaar 2018, Periode 2 t/m 1

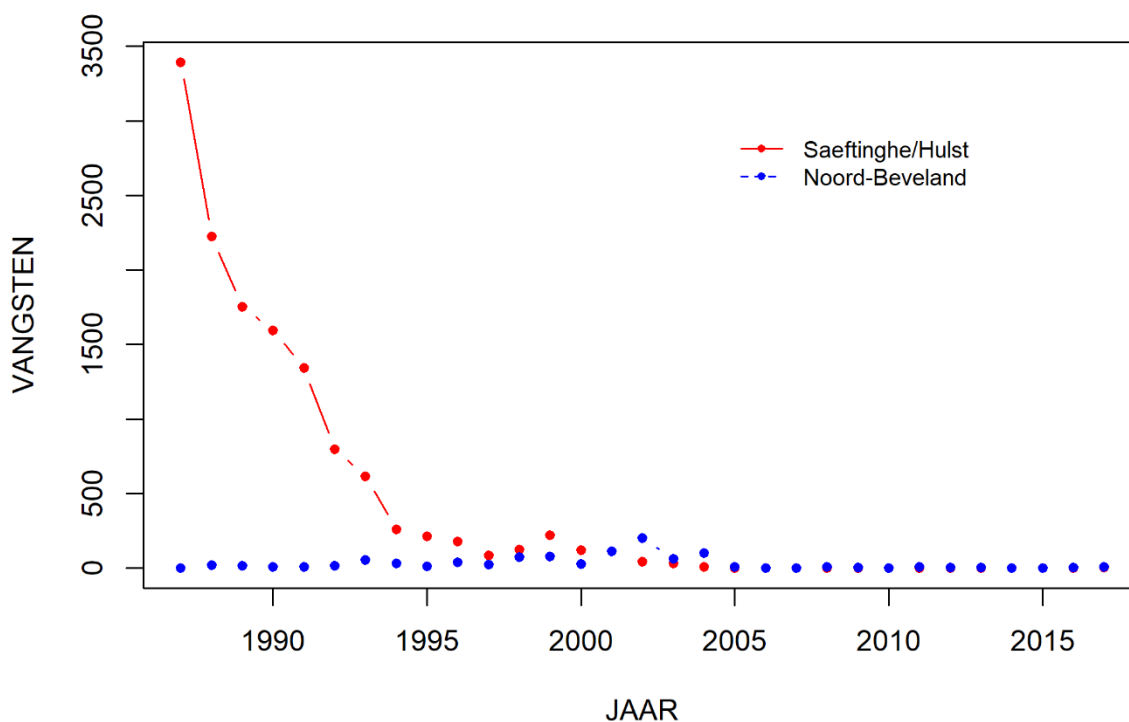


Vanggebied ZLD05, Rayon 426 Noord Beveland

Op Noord Beveland zijn van 1987-2017 vangsten bekend. Volledige verwijdering is er bijna aan de orde. Echter, met 3 vangsten in 2014, vijf in 2016 en 10 in 2017 (=0.03 v/km) liggen de vangsten weliswaar ruim onder de norm, maar is er wel reden tot hernieuwde aandacht.

Vanggebied ZLD011 Hulst en Land van Saeftinghe

De vangsten in ZLD011 liggen al jaren (sinds 2005) stabiel zeer laag en ruim onder de norm. De piek in vangsten lag er voor 1987. In de periode 2014 tot 2017 zijn er maar 8 vangsten gemaakt op een gebied met 1966 km watergang. In het verleden echter hebben de vangsten er boven de 3000 gelegen.



Figuur bijlage 6.2 Aantallen vangsten in de vanggebieden ZLD 05 en ZLD 011 van 1987-2017 (vangstregistratie v1 en v2).

Bijlage 7 Over kwaliteit van bestrijding

In het tussenrapport van de veldproef (Bos et al. 2016) wordt kwaliteit van bestrijding en management benoemd als belangrijk aspect. In deze bijlage wordt omschreven in hoeverre het mogelijk is om dergelijke kwaliteit meetbaar maken en hoe men erop kan sturen.

Deze tekst kan slechts als een schets of een kattebelletje worden gezien. Er is een hele filosofische stroming die zich bemoeit met het vinden van een definitie van 'kwaliteit'. Het is een moeilijk begrip en je zou de stelling kunnen verdedigen dat het niet is te definiëren (Pirsig 1974). Price WaterhouseCoopers (PWC 2006) geven in dit verband aan dat 'kwaliteit van bestrijding', ten tijde van hun studie, niet is geobjectiveerd en doen er daarom geen uitspraak over.

In het onderstaande wordt daarom toegelicht wat wij aan kwaliteit vinden raken, maar u zult begrijpen dat dat –gezien het bovenstaande– niet het laatste woord zal zijn. Er worden verschillende aspecten van kwaliteit benoemd en deze worden waar mogelijk geobjectiveerd.

Waar komen de opmerkingen over kwaliteit in de tussenrapportage vandaan?

We benoemden het aspect van kwaliteit in Bos et al. (2016) omdat de aandacht erop werd gevestigd in gesprekken met bestrijders, teamleiders en coördinatoren. Het staat ook in de jaarrapporten van de bestrijding en de literatuur op meerdere plekken benoemd (Lammertsma and Niewold 2005; PWC 2006). Bij de analyse van historische cijfers bleken trendbreuken in vangstontwikkeling opvallend vaak samen te hangen met een verandering in de organisatie/management. Bij de analyse van de veldproef was er sprake van onbegrepen variatie die te rijmen valt als je aanneemt dat verschillen in aspecten van 'kwaliteit' belangrijk zijn. De casus nabij Zwolle (uurhok 2144), waar een wisseling van team bij gelijke inzet van uren tot een grote trendbreuk in de vangstontwikkeling leidde is zeer overtuigend. En ten slotte is het een persoonlijke ervaring dat ik veel minder goed ben in het speuren, concentreren, plaatsing van klemmen, herkennen van belangrijke locaties etc. etc. dan vrijwel alle bestrijders.

Wat zijn kenmerken van kwaliteit?

Een muskusrattenbeheer waarbij de veiligheid wordt gemaximaliseerd en zo min mogelijk dieren worden gedood heeft de hoogste kwaliteit (dit is 'kwaliteit' in de betekenis van PWC 2006). Bestrijding en preventieve maatregelen zijn beide maatregelen/middelen om het achterliggende doel te bereiken, n.l. dat waterstaatswerken geen schade ondervinden door graverij.

We gaan hier uit van een muskusrattenbeheer waarbij bestrijding wordt ingezet als middel. We willen in dat licht de vraag beantwoorden wat de kenmerken zijn van 'kwaliteit van bestrijding'.

Een eerste kenmerk is het resultaat: Het resultaat van bestrijding met hoge kwaliteit (gegeven kwantitatief gezien voldoende inzet) is een situatie waarbij er geen Muskusratten achterblijven. Meer algemeen: hoe hoger de kwaliteit van de inzet, hoe groter het effect op de sterfte door vangst per ingezet velduur (*all else being equal*) en dus hoe geringer de achterblijvende populatie.

Ook de route naar dit resultaat heeft kwalitatieve kenmerken. Wellicht is dit het duidelijkst te illustreren door de ultieme situatie van bestrijding van lage kwaliteit te beschrijven. Er is reden tot zorg als er niet overal wordt gespeurd en als er niet vaak genoeg wordt gekeken, geen focus is op belangrijkere locaties, tijd verspild wordt door gebrekkige logistiek, speurbeelden niet correct worden herkend, de verkeerde vangmiddelen worden gekozen, vallen onjuist

worden geplaatst, verstoorde dieren uit kunnen zwermen omdat er geen back-up vallen zijn geplaatst, collega's niet worden geïnformeerd als er iets bijzonders is, collega's niet te hulp worden geroepen, er geen plezier is en geen motivatie in het werk, en als de bestrijder zich zorgen maakt om zijn baan.

Hoge kwaliteit scoort op al deze aspecten het tegenovergestelde. In tabel vorm ziet dat er zo uit:

Hoge kwaliteit		Lage kwaliteit
overal wordt gespeurd		niet overal gespeurd
er wordt vaak genoeg gekeken		niet vaak genoeg gekeken
er is focus op belangrijkere locaties		geen focus op belangrijkere locaties
goede logistiek (kaarten, vervoermiddelen, registratie)		tijdverspilling door gebrekkige logistiek (kaarten, vervoer, registratie)
speurbeelden worden correct herkend		speurbeelden worden niet correct herkend
juiste vangmiddelen gekozen		verkeerde vangmiddelen gekozen
vallen correct geplaatst		vallen onjuist geplaatst
onverhoopt verstoorde dieren worden opgevangen in back-up vallen		verstoorde dieren zwemmen weg omdat geen back-up vallen zijn geplaatst
collega's zijn geïnformeerd		collega's niet geïnformeerd
collega's worden te hulp geroepen		collega's niet te hulp geroepen
<i>Hier zit achter</i>		
men beleeft plezier aan het werk en is gemotiveerd		er is geen plezier en motivatie in het werk
er is geen zorg voor behoud van de baan		zorg om werkgelegenheid

Sturing op kwaliteit

Om dit meetbaar te maken kan men het resultaat vaststellen: "is het aannemelijk dat er over de tijd een daling in de populatie is bewerkstelligd, of zijn er zelfs geen achterblijvende dieren meer?".

Men kan ook de bovengenoemde individuele aspecten van kwaliteit beoordelen/bespreken met/controleren (dit is afhankelijk van de management stijl) om te zien of er knelpunten zijn.

Adres

Suderwei 2
9269 TZ Feanwâlden
Telefoon 0511 47 47 64
info@altwym.nl

www.altwym.nl