



Altenburg & Wymenga
ECOLOGISCH ONDERZOEK

In samenwerking met



H&K
Waterkering
Beheer B.V.



WAGENINGEN UR
For quality of life



UNIVERSITY OF AMSTERDAM

Beheer van Muskusratten in Nederland

Effectiviteit van bestrijding op grond van historie en een grootschalige veldproef

Deel II – Achtergrondstudies

A&W-rapport 2191



in opdracht van

 **UNIE VAN
WATERSCHAPPEN**

Beheer van Muskusratten in Nederland

Effectiviteit van bestrijding op grond van historie en een grootschalige veldproef

Deel II – Achtergrondstudies

A&W-rapport 2191

D. Bos
E. Klop
H. van Hemert
M. La Haye
H. Hollander
E. van Loon
R. Ydenberg

Foto Voorplaat

Muskusrat, Foto: Bart Meijer

D. Bos, E. Klop, H. van Hemert, M. La Haye, H. Hollander , E. van Loon, R. Ydenberg 2016

Beheer van Muskusratten in Nederland. Effectiviteit van bestrijding op grond van historie en een grootschalige veldproef . DI II. Achtergrondstudies. A&W-rapport 2191. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden

Met bijdragen van Caspara Hellenberg Hubar, Maja Roodbergen, Anne Renske Meijer en Ferdy Timmerman

Opdrachtgever**Unie van Waterschappen**

Postbus 93218
2509 AE Den Haag
Telefoon 070- 351 97 51

Uitvoerders

Altenburg & Wymenga
ecologisch onderzoek
bv
Postbus 32
9269 ZR Feanwâlden
Tel. 0511 47 47 64
info@altwym.nl
www.altwym.nl

H&K Waterkering
Beheer B.V.
Galgenkade 10
1746 EG
Dirkshorn
Tel. 06 12 03 90
93

Zoogdiervereniging
Postbus 6531
6503 GA Nijmegen
Tel. 024 74 10 500
info@zoogdiervereniging.nl
www.zoogdiervereniging.nl

Wageningen
University Research
Droevendaalsesteeg 3a
6708 PB Wageningen
Tel. 0317 48 58 28
www.wageningenur.nl

Universiteit van
Amsterdam
Postbus 19268
1000 GG Amsterdam
Tel. 020 525 91 11

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

Projectnummer
2004mura

Projectleider
E. Klop

Status
Eindrapport

Autorisatie
Goedgekeurd

Paraaf
E. Wymenga

Datum
28 september 2016



Kwaliteitscontrole
E. Klop

Inhoud

Voorwoord

Besluit Commissie Muskus- en Beverratten

Inleiding

1	Verwachtingen bij de veldproef muskusrattenbestrijding in Nederland	1
2	Muskusrattenbestrijding tijdens de MKZ-crisis in 2001	6
3	A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (<i>Ondatra zibethicus</i>) in the Netherlands	25
4	An experimental perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (<i>Ondatra zibethicus</i>) in The Netherlands.	35
5	Monitoring marked Muskrat in the Netherlands in the period 2013-2015 as part of a large field experiment	56
6	Burrowing activities of Muskrat in earthen dams and banks in The Netherlands, and the effects of Muskrat population (<i>Ondata zibethicus</i>) control	75
6.1	Introduction	75
6.2	Burrowing activity by Muskrat	75
6.3	Study design	79
6.4	Analysis	83
6.5	Results	84
6.6	Discussion	91
6.7	Main findings	92
6.8	Conclusions	93
6.9	Recommendations	93
7	Beverrat vangsten en bijvangsten	95
7.1	Beverrat vangsten	95
7.2	Bijvangsten	95
7.3	De invloed van bestrijdingsinzet en bestrijdingsstijl op het aantal bijvangsten	97
7.4	Discussie	99
8	Economische schade door Muskusratten aan de landbouw	102
8.1	Inleiding	102
8.2	Methode	103
8.3	Historische data over economische schade	104
8.4	Resultaten uit enquêtes	108
8.5	Discussie	110
9	Literatuur	113
	<i>Bijlage 1 Codering uurhokken</i>	118

Voorwoord

Dit rapport beschrijft de resultaten van een driejarig onderzoek naar de bestrijding van Muskusratten in Nederland. Het onderzoek bestaat uit verschillende onderdelen waarin diverse aspecten van de bestrijding onder de loep worden genomen, zoals de effectiviteit van bestrijding, het optreden van schade, monitoring van gezenderde dieren enzovoorts. Dit onderzoek heeft plaatsgevonden in opdracht van de Unie van Waterschappen en is uitgevoerd door Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Wageningen Universiteit, Universiteit van Amsterdam, de Zoogdiervereniging en H&k Waterkeringen.

Het voorliggende rapport is een tussenrapportage, aangezien sommige onderdelen van het onderzoek die belangrijke aanvullende informatie kunnen leveren, nog doorlopen tot 2017. De resultaten van het onderzoek zijn besproken in de Commissie Muskus- en Beverratten (CMB) op 30 september 2016. Het besluit van de CMB over de rapportage is hier integraal opgenomen.

De resultaten van het onderzoek zijn beschreven in twee rapportages. Het voorliggend rapport – deel II – bevat de rapportages van de studies die zijn uitgevoerd en die zijn samengevat in deel I – Samenvatting Tussenrapportage (een beknopte en toegankelijke Nederlandstalige weergave van de voornaamste resultaten en conclusies). Om het rapport goed te kunnen duiden is de inleiding uit deel I ook in dit rapport integraal opgenomen. Het onderhavige rapport is een, deels Engelstalig, rapport dat de verschillende studies bevat waarbij wordt ingegaan op de doelen, methoden, (statistische) analyses en achtergronden. Hierin zijn ook de Engelstalige wetenschappelijke artikelen, waarin de resultaten zijn of worden gepubliceerd, integraal opgenomen.



Zwemmende Muskusrat (foto Calle Boot)

Dankwoord

Dank aan de studenten die aan ons onderzoek meewerkten: Guus van de Venne, Martijn Struijf, Rick Heeres, Margot Akkermans, Caspara Hellenberg Hubar, Daniel van Bendegem, Taric Schrader, Cynthia de Jong, Britt van Mourik, Chris Driessen, Bart Meijer en Martine Visschers. Het werk heeft geprofiteerd van vrijwillige bijdragen door Anne Renske Meijer en Ferdie Timmerman.

We willen de bestrijders, teamleiders, coördinatoren en de andere vertegenwoordigers van de opdrachtgever, met name Dolf Moerkens, Peter Blanker, Fokke Jonkman en Henk Post bedanken voor het gestelde vertrouwen, de plezierige samenwerking, en de deskundige coaching en inzet.

Bart Meijer, Calle Boot en Tamar Sleven bedanken we voor de foto's. De mensen die bij hebben gedragen aan het levend vangen, algehele ondersteuning, of het tegenlezen van documenten bedanken we: onder andere Michael Baars, Bas Booij, Anton Deelen, Lambertus van Dieren, Jan-Pieter Dijkstra, Hans de Groot, Jeroen van Heijst, Sjef Keustermans, Ruud Kleinman, Hans Koppel, Hans Koopmans, Kees Kristalijn, Jan Meijer, Willie Mollink, Femmie Smit, Henk van der Steen, Maarten Tuijl, Herman Vierhout, Wim vd Voort, Kees van Veelen, Tom Vellema, Dave Wezeman en Margreet van Willegen. Veel van de aangedragen suggesties voor verbeteringen zijn in dank aanvaard, resterende onvolkomenheden zijn onze verantwoordelijkheid. We zijn Maja Roodbergen erkentelijk voor de hulp bij de berekeningen met MARK. Het implanteren van zenders bij Muskusratten voor de studie is met aandacht gedaan door dierenarts Henk Luten, waarvoor onze dank.

Tenslotte willen we heel graag de collega's van de Zoogdiervereniging, de WUR en A&W bedanken, Sil Westra, Wesley Overman, Rob Koelman, Dick Bekker, Joris Latour, Ronald de Jong en Lucien Davids. En vooral Hieke van den Akker.

Besluit Commissie Muskus- en Beverratten

VELDPROEF MUSKUSRATTEN (TUSSENRAPPORTAGE BEHEER VAN MUSKUSRATTEN IN NEDERLAND – EFFECTIVITEIT VAN BESTRIJDING OP GROND VAN HISTORIE EN EEN GROOTSCHALIGE VELDPROEF)

BESLUIT 30 SEPTEMBER 2016

1. Inhoudelijke beslispunten

- 1.1. Te wachten met het nemen van een besluit over de te volgen bestrijdingsstrategie totdat de resultaten van:
 - het onderdeel objectbescherming van de Veldproef Muskusratten en
 - de monitoring van het ‘terugbrengen van de populatie in de proefuurhokken tot het beginniveau’ afgerond zijn.
- 1.2. Om in 2018 een afgewogen besluit te kunnen nemen wordt voorbereidend gewerkt aan:
 - 1.2.1. De strategie ‘complete removal’: op papier wordt deze strategie uitgewerkt en vergeleken met de andere strategieën (‘complete removal’ is het terugbrengen van de binnenlandse populatie tot ‘0’ in combinatie met beheersing van de instroom)¹. In deze uitwerking komen onder meer de volgende zaken aan de orde:
 - Hoe kan de strategie ‘complete removal’ het best geïmplementeerd en uitgevoerd worden?
 - Welke consequenties heeft dit voor de bestrijding, nu en in de toekomst?
 - Wat zijn de kosten en baten van ‘complete removal’?
 - Wat zijn de consequenties voor de toekomstige financiering van de muskusratbestrijding?
 - 1.2.2. Samenwerking te zoeken met de ons omringende landen om gezamenlijk de grens te bepalen waar bestrijding noodzakelijk is om reden van waterveiligheid;
 - 1.2.3. Een visie ten aanzien van preventieve maatregelen te ontwikkelen rekening houdend met andere gravende soorten zoals de bever, de beverrat en invasieve exoten zoals uitheemse rivierkreeften;
 - 1.2.4. Te investeren in de motivatie en competentie van bestrijders en management;
 - 1.2.5. Te innoveren in kennis en methodes.

2. Procedurele beslispunten

- 2.1. Totdat de resultaten van objectbescherming en de monitoring beschikbaar zijn en mogelijk gekozen wordt voor een andere bestrijdingsstrategie, handhaven we de huidige bestrijdingsstrategie: vlakdekkend-jaarrond bestrijden met minimaal de huidige doelstelling en in de grensgebieden een beheersing van de instroom zodat geen doorstroom plaats zal vinden naar het achterland.
- 2.2. Begin 2017 een bijeenkomst te organiseren voor de portefeuillehouders van alle waterschappen.
- 2.3. Samen met Stowa een onderzoek agenda ‘muskusratten en andere gravers’ op te stellen.

¹ De tussenrapportage geeft ‘complete removal’ als mogelijke bestrijdingsstrategie voor de toekomst. 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 wordt op welke wijze zo’n andere strategie het beste 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.

DE KERN VAN HET BESLUIT

- A. Aanleiding: De Unie van Waterschappen heeft samen met de waterschappen in de afgelopen drie jaar een Veldproef Muskusratten uitgevoerd waarin op praktisch vlak kennis over de populatieontwikkeling is verzameld bij verschillende manieren van bestrijden.
- B. Belang: Een zestal bureaustudies uit de periode 2005 tot 2008 en een kritische reflectie daarop van dierenwelzijnsorganisaties kwamen tot de conclusie dat veldonderzoek in de Nederlandse situatie wenselijk was om relevante vragen vanuit verschillende maatschappelijke geledingen te kunnen beantwoorden.
- C. Context: De veldproef beoogde inzicht te geven in de inzet van bestrijding (tijd in velduren) in relatie tot de populatie en de schade aan waterkeringen. De werkwijze bestond daarom vooral uit het systematisch variëren van de bestrijdingsinzet, het vastleggen van vangsten en het goed monitoren van schade aan oevers en waterkeringen gedurende een periode drie jaar.
De Veldproef Muskusratten heeft geen overtuigend verband kunnen leggen tussen inzet en populatie, een historische analyse laat wel helder zien, dat bestrijding kan leiden tot dalende aantallen muskusratten, mits de inspanningen in verhouding staan tot de grootte van de populatie.

OVERWEGINGEN

1 Inhoudelijk

1.1 Te wachten met het nemen van een besluit

De proef objectbescherming in Dinteloord en Lelystad loopt tot april 2017, de daaruit volgende analyses zullen in de loop van 2017 gereed zijn. De ontwikkeling van de aantallen kunnen belangwekkende ondersteunde informatie geven over bestrijding.

Monitoring proefuurhokken In de 117 proefuurhokken is 3 jaar lang volgens een door de veldproef 'opgelegd' regime gewerkt. Vanaf 1-1-2016 kunnen de bestrijdingsorganisaties zelf bepalen hoeveel tijd besteed wordt in de voormalige proefuurhokken. Door de UvA worden, over de periode januari 2016 tot december 2017, zowel de inzet als de vangsten gevolgd tijdens de periode waarin de populatie weer naar het beginniveau teruggebracht wordt. De gegevens worden gebruikt om het door de UvA gebouwde populatie dynamisch model te ijken. Voor de ijking van het model zijn door de bestrijdingsorganisaties middels expert judgement vangst- en urenprognoses afgegeven. In 2017 kunnen ook de 2 proefgebieden objectbescherming gemonitord gaan worden, in deze gebieden is van april 2014 tot april 2017 de bestrijding gestaakt. Vanaf april 2017 wordt hier gestart met het terugbrengen van de populatie tot het beginniveau.

Met de resultaten van het onderdeel objectbescherming en de monitoring van de proefuurhokken kan een integraal advies over de te volgen bestrijdingsstrategie worden uitgebracht.

1.2 Er wordt voorbereidend gewerkt aan:

1.2.1 Complete removal is als strategie succesvol ingezet bij de beverrat, de binnenlandse populatie is teniet gedaan en de inzet is nu gericht op het beheersen van de instroom. Bij de muskrat gaat het om een geheel andere schaal, zowel voor wat betreft de aanwezige populatie (> 100.000 t.o.v. max 6.000), de kosten (landelijk 35 miljoen € t.o.v. ruim 1 miljoen €) en de aansturing (regionaal versus landelijk). Alleen al om deze redenen is het noodzakelijk eerst een helder beeld te krijgen van de organisatorische, financiële en juridische consequenties van een dergelijke bestrijdingsstrategie. Wij gaan parallel aan de afronding van de veldproef deze bedrijfsmatige consequenties verkennen om begin 2018 een afgewogen besluit te kunnen nemen.

- 1.2.2 De muskusrat houdt zich niet aan administratieve grenzen Samenwerking, niet alleen tussen de Nederlandse bestrijdingsorganisaties, maar ook over de landsgrens is noodzakelijk om de populatie terug te kunnen brengen naar het 0-niveau.
- 1.2.3 Een visie op preventieve maatregelen is gewenst Preventieve maatregelen kunnen, indien juist geconstrueerd, bijdragen aan de waterveiligheid op locaties met grote economische- en/of maatschappelijke belangen. Houd hierbij ook rekening met andere gravende soorten, zoals de bever en de beverrat en invasieve exoten zoals de Amerikaanse rivierkreeft. Betrek hierin op termijn ook de resultaten van pilots preventieve maatregelen tegen graverij door muskusratten die zijn aangelegd door Rijnland en HDSR.
- 1.2.4 Investeer in de motivatie en competentie van bestrijders en management De kwaliteit van de betrokken medewerkers is uiteindelijk de sleutel naar succes. Goed opgeleide en breed inzetbare medewerkers dragen uiteindelijk niet alleen bij aan de bestrijdings- en/of waterveiligheidsdoelstellingen maar ook aan de organisatiendoelstellingen.
- 1.2.5 Innovatie helpt om:
 - meer kennis te verzamelen over het gedrag en de plaatskeuze van muskusratten.
 - nieuwe methodes uit te proberen om de aanwezigheid van dieren te ontdekken.
 - nieuwe methodes om efficiënter te vangen te ontwikkelen en te testen.

2 Procedureel

- 2.1 *Handhaaf vooralsnog de strategie landsdekkend- en jaarrond bestrijden*
- 2.2 De huidige inzet draagt bij om uiteindelijk elke bestrijdingsstrategie te kunnen kiezen, waaronder ook ‘complete removal’. Het is daarom ongewenst om nu de teugels te laten vieren in afwachting van de resultaten van het onderdeel objectbescherming en de monitoring van het stoppen van de proef.
- 2.3 *Organiseer begin 2017 een bijeenkomst voor de portefeuillehouders van alle waterschappen*
De monitoring van de proefuurhokken en de 2 objectbeschermingsgebieden is weliswaar pas eind 2017 afgerond, er is nu een enorme behoefte bij de waterschappen om kennis te nemen van de tussenresultaten. Op termijn volgen de resultaten van de Veldproef Muskusratten en de monitoring van de proefuurhokken en wordt een integraal advies gegeven over de te volgen bestrijdingsstrategie. Hierin worden ook de resultaten van de eerder genoemde kosten/baten analyse gepresenteerd.
- 2.4 *Stel in samenwerking met Stowa een onderzoek agenda op*
De veldproef heeft eens te meer aan het licht gebracht dat er nog leemtes in kennis zijn. Daarnaast neemt graverij door andere soorten toe. Stowa is voorstander van het bundelen van overlast door graverij.

BESTUURLIJKE AANDACHTSPUNTEN/ ANDERE PARTIJEN:

De Begeleidingscommissie Veldproef Muskusratten op 27 juni met daarin vertegenwoordigers van Dierenbescherming, LTO (niet aanwezig) en VBNE heeft verzocht te wachten met publicatie totdat ook het onderdeel objectbescherming afgerond is.

Op dit moment is de Europese Unie doende met de exotenverordening. De beverrat is opgenomen in de eerste, door de Europese Commissie vastgestelde- en inmiddels gepubliceerde, lijst van invasieve soorten. De muskusrat staat op de shortlist voor de 2^e lijst die naar verwachting in de loop van dit jaar wordt vastgesteld.

Inleiding

Aanleiding

Het debat over de noodzaak en de effectiviteit van bestrijding van Muskusratten (*Ondatra zibethicus*) in Nederland wordt al decennia lang gevoerd. Tot het begin van de jaren 1980 is er een breed draagvlak voor de bestrijding, gebaseerd op de veronderstelde risico's die graverij door Muskusratten kan opleveren aan oevers en waterkeringen. In de vijftiger en zestiger jaren van de vorige eeuw was iedereen er van overtuigd dat de Muskusrat hier niet geduld kon worden (Litjens 1986). Naast de overheden en semioverheden, provincies, waterschappen, rijkssdiensten als het RIJP en Defensie zetten ook natuurorganisaties zoals It Fryske Gea en Staatsbosbeheer personeel in voor de bestrijding (Commissie Muskusrattenbestrijding 1982). In 1975 is het officiële standpunt van de Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Dieren (de Dierenbescherming) dat men respect heeft voor de verantwoorde werkwijze, maar dat men hoopt dat in de toekomst acceptabeler methoden worden gevonden om overpopulaties te bestrijden, of liever nog om deze te voorkomen (Commissie Muskusrattenbestrijding 1976). Na de hoge aantallen vangsten rond de eeuwwisseling wordt echter kritischer naar de bestrijding gekeken. Verschillende organisaties zetten vraagtekens bij het nut en de noodzaak van de bestrijding en de roep om onafhankelijk onderzoek naar de effectiviteit van bestrijding wordt luider. In 2011 wordt sterker stelling genomen en stelt de Dierenbescherming samen met De Faunabescherming en de Bont voor Dieren dat het doden van Muskusratten niet noodzakelijk en niet nuttig is (Zandberg *et al.* 2011).

Circa 75 jaar na de eerste vangst van Muskusratten in Nederland is er nog steeds aandacht voor het onderwerp. Begrijpelijk, want er gaan grote bedragen in om, de veiligheid van mensen staat op het spel en het dierenwelzijn is in het geding. Daarnaast zijn er neveneffecten van bestrijding en economische belangen. Er zijn redelijke twijfels over een aantal van de meest basale aannames (Pelz 1996; Zandberg *et al.* 2011), maar ook onderbouwde gedachten dat een optimalisatie van bestrijdingsinzet tot de mogelijkheden behoort (Lammertsma & Niewold 2005; van Vliet & Lengkeek 2007; Bos & Ydenberg 2011).

Het nut en de noodzaak van de bestrijding is weliswaar herhaaldelijk onderzocht (o.a. Kluyver 1937; Doude van Troostwijk 1976; Lammertsma & Niewold 2005; BCM 2006a; Gaaff *et al.* 2007; van Vliet & Lengkeek 2007; van Belle *et al.* 2009; Zandberg *et al.* 2011), maar de kwestie is nog niet afdoende afgesloten. Meerdere studies uit de periode 2005–2010 (Lammertsma & Niewold 2005; BCM 2006; Gaaff *et al.* 2007; Bos *et al.* 2010; Zandberg *et al.* 2011) kwamen tot de conclusie dat veldonderzoek in de Nederlandse situatie wenselijk was, om relevante vragen vanuit verschillende maatschappelijke geledingen te kunnen beantwoorden.

Veldonderzoek

In opdracht van de Unie van Waterschappen (UvW) is in 2013 gestart met een grootschalig onderzoek naar bestrijding van de Muskusrat in Nederland. Dit onderzoek besloeg drie jaar en het veldwerk van de verschillende deelstudies is eind 2015 afgerond, met uitzondering van het onderdeel objectbescherming (zie volgende secties). De resultaten van het onderzoek worden in dit rapport gepresenteerd. Het betreft een tussenrapportage, aangezien sommige onderdelen van het onderzoek die belangrijke aanvullende informatie kunnen leveren, nog doorlopen tot 2017.

Het primaire doel van het onderzoek is vaststellen in hoeverre de bestrijding effect heeft op de aantallen Muskusratten en eventuele schade aan oevers en waterkeringen. Het achterliggende

doel was om te beoordelen of er effectievere manieren zijn om de veiligheid van de waterkeringen te waarborgen tegen graverij door Muskusratten, anders dan door te doden. Hierbij zijn de volgende hoofdvragen geformuleerd:

1. Wat is het effect van bestrijding op de aantalen Muskusratten en vangsten in een gebied?
2. Wat is het effect van verschillende bestrijdingsstrategieën, zoals vlakdekkend en jaarrond bestrijden versus seizoensgebonden bestrijden of alleen bij gevoelige objecten zoals waterkeringen?
3. In welke mate treedt er schade op aan waterkeringen en taluds van watergangen bij deze verschillende strategieën? En wat is de effectiviteit van preventieve maatregelen?

Om deze vragen te kunnen beantwoorden zijn verschillende deelstudies uitgevoerd. De eerste vraag, wat is het effect van bestrijding op aantalen Muskusratten, is primair onderzocht in i) een veldproef waarbij is gevarieerd met de hoeveelheid inzet van bestrijding en ii) een aanvullend onderdeel waarin een analyse is gemaakt van historische vangstdaten. Ook is de vraag indirect aan bod gekomen in een deelstudie met levend vangen en terugvangen en een aanvullende studie naar de Mond- en Klaauwzeer-crisis. De tweede vraag is ook in de veldproef aan de orde gekomen, door te variëren met de inzet van bestrijding tussen de seizoenen en door in twee gebieden objectbescherming in de praktijk uit te proberen. In alle proefgebieden zijn bepalingen gedaan ten aanzien van het optreden van schade aan waterkeringen en taluds voor het beantwoorden van de derde vraag. Overige deelonderzoeken hadden betrekking op de mate waarin dieren zich verspreiden door het Nederlandse landschap en verwachtingen voorafgaand aan de veldproef. De verschillende onderdelen van het onderzoek staan weergegeven in onderstaande tabel en worden in de volgende secties beknopt besproken.

Tabel a. De verschillende onderdelen van het onderzoek die in onderstaande secties beknopt worden besproken.

Onderdeel	Te verwachten antwoorden / resultaten
A Varieer bestrijdingsintensiteit systematisch	Bestrijding vermindert risico/schade (ja/nee) Intensiever bestrijden is doelmatiger (ja/nee) Beschrijvende informatie over effectiviteit aanwezige preventieve maatregelen tegen graverij
B Voer seizoensbestrijding uit in een deel van de 'proefuurhokken'	Kwantificeer het verschil seizoensbestrijding-jaarrondbestrijding in de praktijk
C Objectbescherming	Praktijk ontwikkelingen bij niet-bestrijden en object bestrijden
D Levend vangen, merk- en terugvangmethode, zenderen	Bestrijding heeft effect op aantalen (ja/nee) Kwantificeer verspreiding
Aanvullende onderdelen	
E Effect van bestrijding in Nederland op basis historische cijfers	Bestrijding heeft effect op aantalen (ja/nee) Huidige veldsituatie in perspectief
F MKZ periode als 'natuurlijk experiment'	Bestrijding heeft effect op aantalen (ja/nee)
G Enquête onder biologen en bestrijders	Wat weten we al en wat nog niet?

A. Experimentele landelijke veldproef

De effectiviteit van bestrijding is onderzocht in een grootschalig, landsdekkend experiment waarbij is gevarieerd met de intensiteit van bestrijding. Het grootschalige experiment (box 1, deel I) bestaat uit 117 atlasblokken (of uurhokken) van 5×5 km verspreid over het hele land.

De experimentele behandeling aan de uruhokken bestond uit het toekennen van meer of minder ureninzet ten opzichte van de referentiesituatie (inzet in de periode november 2011 – oktober 2012). Dus, in 39 uruhokken is de bestrijdingsinzet met 30% verhoogd, in 39 uruhokken is deze met 30% verlaagd en in de resterende 39 uruhokken is de inzet gelijk gebleven (controle). Daarnaast is in 36 van deze uruhokken seizoensbestrijding toegepast (zie onder). Tijdens de veldproef is ook drie jaar de eventuele schade gemonitord. Hierbij zijn in de uruhokken vaste tracés aan oevers en waterkeringen geselecteerd en is bij het begin, tijdens (2x) en na afloop van de proef de schade door graverij geïnventariseerd.

Het veldonderzoek en aanvullende deelonderzoeken worden gepresenteerd in Hoofdstuk 4-8.

B. Seizoensbestrijding

De tweede behandeling in het experiment betrof het uitvoeren van seizoensbestrijding, waarbij 80% van de inzet wordt geconcentreerd in najaar, winter en het voorjaar. Dit vereiste geen extra uruhokken, want de behandeling werd opgelegd aan 36 (3 strata \times 2 behandelingen \times 6 herhalingen, zie tabel in H4) van de hierboven genoemde uruhokken in onderdeel A. De seizoensbestrijding had dus zowel plaats in proefuurhokken waar méér als waar minder tijd werd geïnvesteerd. Hiermee wordt het effect van seizoensbestrijding beoordeeld in interactie met in- en extensiveren.

In het resterende deel van de proefuurhokken werd jaarrond bestreden. Hoe de verdeling van de uren in detail werd gedaan is overgelaten aan de bestrijder en de lokale teamleider. In de 39 controle uruhokken is geen seizoensbestrijding uitgevoerd. Voor de resultaten zie hoofdstuk 4.

C. Objectbescherming

Bij objectbescherming wordt het gebied niet vlakdekkend bestreden, maar is de bestrijding geconcentreerd op belangrijke objecten zoals dijken in en langs het gebied. In het overige gebied wordt niet bestreden. Objectbescherming staat in dit onderzoek voor het stoppen met bestrijding in het stedelijk gebied van Lelystad en het landelijk gebied rond Dinteloord. In de Oostvaardersplassen wordt al sinds 2006 objectbescherming toegepast. Er is sindsdien een kordon met permanente vaste vangmiddelen om de moeraszone van het gebied gelegd om uitstroom van Muskusratten tegen te gaan. Het doel van deze deelstudie is om te schetsen in hoeverre de populatie omvang er verschilt van die in de referentie gebieden uit de veldproef en om praktijkervaring met deze strategie op te doen.

De proef met objectbescherming is gestart in april 2014 en zal worden geanalyseerd in 2017. De bevindingen gepresenteerd in dit rapport hebben dus betrekking op voorlopige resultaten (H5).

D. Merken en terugvangen

In dit deelonderzoek is getracht om op basis van gemerkte en teruggevangen Muskusratten (de zogenoemde mark-recapture methode) de populatiegrootte in een aantal gebieden te berekenen. In 6 proefuurhokken met bestrijding zijn tweemaal per jaar Muskusratten levend gevangen, voorzien van een oormerkje en weer losgelaten. Dit is op een gestandaardiseerde wijze uitgevoerd met 40 vangkooien waarin dieren levend zijn gevangen. Ook in de objectbeschermingsgebieden (zie boven) is in 2014 en 2015 op identieke wijze de populatieomvang gemonitord.

Verder is er in deze deelstudie onderzoek gedaan aan verplaatsingen (dispersie en terreingebruik). Dit gebeurde enerzijds door het registreren van gemerkte dieren die zijn teruggevangen. Anderzijds zijn verplaatsingen in het stedelijk gebied van Lelystad in detail in

kaart gebracht door gebruik te maken van zenders. In de Oostvaardersplassen en in Lelystad zijn 36 Muskusratten door een professionele wildlife dierenarts voorzien van een inwendige zender, zodat deze Muskusratten konden worden gevolgd zonder de dieren meermaals te hoeven vangen. Tenslotte zijn in 2015 de locaties van door gezenderde Muskusratten gebruikte holën zo nauwkeurig mogelijk in kaart gebracht, waarbij ook het oevertype (natuurlijk of kunstmatig) is genoteerd.

E. Historische analyse

Bij het presenteren van de proef aan de bestrijders in Nederland is vanuit de bestrijding regelmatig geopperd dat het voor sommige deelvragen zou volstaan om de historische ontwikkelingen goed te bestuderen. Eén daarvan is de hieronder beschreven MKZ periode in 2001, waarin in een groot deel van het jaar niet kon worden gevangen in het buitengebied.

In deze deelstudie (H3) is met behulp van statistische modellen een uitvoerige analyse gemaakt van de ontwikkeling van de vangsten tussen 1941 en 2013 - 70 jaar aan vangstdata - in relatie tot de ingezette uren op provincie niveau. Daarnaast is onderzocht of variatie in vangstaantallen kan worden gerelateerd aan verschillen tussen provincies, variatie in koude van de winter, of een natuurlijke populatie ritmiek. Tenslotte is beoordeeld in hoeverre de inzet die nodig is om een fase van grotere controle te bereiken verschilt van de inzet die nodig is om die controle te behouden.

F. MKZ-crisis

We hebben de ontwikkelingen in vangsten en uren rond de MKZ-periode in 2001 samengevat (H2), op zoek naar bewijs voor eventuele invloed van Muskusrattenbestrijding op de populaties van die soort. Aanleiding voor de studie was de gedachte dat de MKZ-crisis gezien zou kunnen worden als een groot, maar kortdurend experiment waarbij tijdelijk minder intensief werd bestreden. Indien sprake is van een effect van bestrijding op vangsten en aantalen, zou dit zichtbaar moeten zijn door sterker oplopende vangstsnelheden na de MKZ periode in die gebieden waar minder of geen bestrijdingsuren waren gemaakt.

G. Enquête

In aanvulling op de hierboven beschreven onderdelen is voorafgaand aan het experiment een enquête gehouden onder bestrijders en biologen. Dit had tot doel om de bestrijders mee te laten denken over het waarom van de verschillende onderdelen en te inventariseren in hoeverre er tevoren al eenduidige verwachtingen waren met betrekking tot de uitkomsten. De uitvoering van de enquête was mede ingegeven door het feit dat tevoren vaak twijfel werd geuit over de noodzaak van de veldproef. "Dat weten we toch al?" was een veelgehoorde vraag (H1).

Veranderingen meten met vangstgegevens

In de hele studie wordt gewerkt met vangstgegevens. Hierbij is het van belang om op te merken dat er in de resultaten dus gesproken wordt over aantalen dieren, maar vaker over aantalen vangsten, vangstsnelheden (het aantal vangsten per eenheid tijd) en veranderingen in vangstsnelheden. Het aantal vangsten hangt sterk af van zowel het aantal aanwezige dieren als de besteedde tijd en is daarom maar matig geschikt als index voor de aanwezige populatie. Een verandering in vangsten of vangstsnelheid echter kan, bij overigens gelijke omstandigheden, geïnterpreteerd worden als een verandering in de achterliggende populatie.

1 Verwachtingen bij de veldproef

Ferdy Timmerman en Daan Bos

Sinds januari 2012 voeren de waterschappen een landelijke veldproef uit, onder andere om de bestrijding van muskusratten beter te onderbouwen en zo mogelijk te optimaliseren. In de veldproef onderzoeken de waterschappen wat het verband is tussen het aantal uren dat bestrijders in het veld werken om muskusratten te vangen en de schade die muskusratten aanrichten aan dijken en kades. Bij de introductie van deze veldproef aan alle bestrijders in Nederland is hen gevraagd om een verwachting te geven bij de onderzoeksvragen. Denkt iedereen er hetzelfde over? Weten we alles al?

Inleiding

De muskusrat (*Ondatra zibethicus*) is een Noord-Amerikaans knaagdier dat in de twintigste eeuw voor jachtdoeleinden werd ingevoerd in Tsjechië. De populatie nam echter toe en de dieren koloniseerden vervolgens grote delen van Europa. In Nederland heeft de muskusrat zich in de jaren '40 een plek verworven, maar zijn natuurlijke graafgedrag kan schade veroorzaken aan o.a. waterkeringen. De beste oplossing om schade te minimaliseren leek gerichte bestrijding van muskusratten. Anno 2012 wordt hier nog steeds veel geld en uren in geïnvesteerd, dus het is van belang dat deze middelen optimaal worden ingezet. Verder achten dierenwelzijnsorganisaties de noodzaak van de bestrijding niet goed onderbouwd, vinden zij de vangmethodes niet diervriendelijk, en zien zij alternatieven voor het doden van dieren (Zandberg et al. 2011).

Hoewel de waterschappen die mening op sommige punten delen, zien zij op grond van hun ervaring noodzaak om door te gaan met bestrijden. De bestrijders zien in het veld wat voor effect muskusratten kunnen hebben op de omgeving. Echter, doordat nog nooit systematisch is onderzocht wat de relatie is tussen ingezette uren bestrijding, populatiegrootte en aangerichte schade kunnen bestrijders de noodzaak van hun werk voor de buitenwereld niet onderbouwen. Ook hebben bestuurders daardoor een gebrek aan goede kwantitatieve informatie en mede daardoor zijn de beschikbare budgetten voor de bestrijding soms aan grote schommelingen onderhevig.

In januari 2013 startte de Unie van Waterschappen o.a. in samenwerking met ecologisch adviesbureau Altenburg & Wymenga, H&K waterkering beheer, WUR en het Bureau van de Zoogdiervereniging een drie jaar durende veldproef om de bovengenoemde relatie op te helderen. Op een landelijke voorlichtingsdag zijn bestrijders geïnformeerd over mogelijke consequenties voor hun werkzaamheden tijdens de proef. Hierbij is ook een enquête afgenumen², waarmee is getoetst wat de gemiddelde verwachting is bij bepaalde onderdelen van de veldproef en wat de ideeën zijn over preventieve maatregelen tegen graverij. Een aantal biologen vulde dezelfde enquête in, waarbij één bioloog uitdrukkelijk aangeeft ook tot een dierenwelzijnsorganisatie te behoren. De resultaten van de enquête vatten we hier samen. In totaal is de enquête ingevuld door 266 bestrijders en 5 biologen.

² Het is belangrijk om op te merken dat de mensen die deze enquête voorgeshoteld kregen maar enkele minuten hebben gekregen om haar te lezen en in te vullen. Er was ook een centrale mondelinge toelichting. De steekproef is in onze optiek wél representatief voor de Nederlandse bestrijdingsorganisatie, maar zij schiet qua omvang en representativiteit tekort voor de doelgroep van externe biologen. De resultaten zijn dus betrekkelijk, en dienden vooral het doel om verder na te denken en te communiceren over de veldproef.

Veldproef in grote lijnen

Om de relatie tussen inzet van bestrijding, schade en aantallen te onderzoeken, zal de huidige bestrijdingsinzet in 117 uurhokken (gebied van 5x5 km) systematisch worden gevarieerd. De uurhokken zijn o.a. geselecteerd op terreintype en vangsthistorie: er zijn 39 uurhokken met veel oeverlengte en veel vangsten, 39 uurhokken met weinig oeverlengte en weinig vangsten, en 39 uurhokken met gemiddelde oeverlengte en vangsten. Per categorie wordt in 13 uurhokken 30% intensiever bestreden (meer uren), in 13 andere hokken wordt 30% extensiever bestreden en de overige 13 uurhokken zijn controlegebieden (zonder veranderingen). Jaarlijks wordt in deze uurhokken eventuele schade door graverij geïnventariseerd, maar waar tussentijds te grote risico's ontstaan, wordt ingegrepen. De veiligheid is dus niet in het geding.

Resultaten van de enquête

Bestrijdingsintensiteit

Zowel bestrijders als externe biologen zijn vrij eensgezind dat bestrijding de aantallen muskusratten beïnvloedt. Men verwacht een afname van aantallen en vangsten bij intensiveren en een toename bij extensiveren. Tabel 7.1 laat de gemiddelde verwachting na drie jaar zien voor deze twee groepen. Een zestal respondenten, schat in dat de effecten van in- of extensiveren niet meetbaar zullen zijn. Voor wat betreft de omvang van het effect op aantallen tast iedereen blijkbaar in het duister, want de schattingen variëren aanzienlijk. De box plot in figuur 1.1 illustreert dit: per categorie omvat een box 50% van de waarden. Sommigen verwachten onder extensiveren een groei van 100% of meer in de populatie, terwijl anderen aan een voortgaande daling denken.

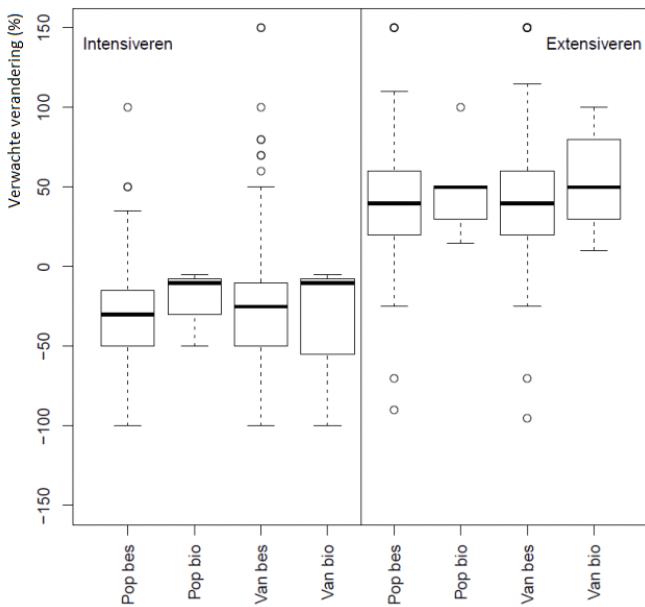
Eén kwart van de respondenten vermoedt dat in deze proef schade aan oevers en waterkeringen -om welke reden dan ook- niet meetbaar zal blijken te zijn. Driekwart denkt dat het wel meetbaar is en verwacht 2-6 keer zoveel waarneembare schade in de te extensiveren proefuurhokken.

Tabel 1.1. Gemiddelde verwachting van veranderingen in populatiegrootte en vangstsnelheid, bij gevarieerde bestrijdingsinzet. Een positieve waarde houdt een toename in.

Behandeling	Parameter	Bestrijders (n = 266)	Biologen (n=5)
30% intensiever	Populatiegrootte	-33%	-19%
	Vangstsnelheid	-27%	-31%
30% extensiever	Populatiegrootte	52%	49%
	Vangstsnelheid	54%	54%

Populatie en verspreiding

Tijdens de veldproef worden ook dieren gemerkt, om de aantallen te schatten en de mate waarin muskusratten zich verspreiden te onderzoeken. Hiervoor wordt na de voorjaarstrek in zeven proefgebieden een aantal dieren levend gevangen en voorzien van oormerkjes met een code. De dieren worden op dezelfde plek terug gezet en bestrijding in die gebieden gaat gewoon door, maar wanneer een bestrijder een gemerkte muskusrat vangt, wordt van hem gevraagd om de code van de oormerkjes te noteren. Met die informatie zal worden berekend welk percentage van de populatie door bestrijders wordt gevangen en ontstaat een beeld van de snelheid waarmee muskusratten gebieden koloniseren. Voorafgaand aan de najaarstrek in hetzelfde jaar, worden in dezelfde gebieden weer muskusratten levend gevangen. Het aandeel dieren dat tijdens deze tweede levende vangtsessie reeds oormerkjes heeft, wijst uit hoe groot de totale populatie is. Deze informatie helpt ook om te bepalen hoe goed de andere



Figuur 1.1. Verwachte populatie-, en vangstsnelheidverandering bij 30% intensiever of extensiever bestrijden. Op de x-as zijn de categorieën uiteen gezet, op de y-as de verwachte verandering in procenten. Enkele extreme waarden (uitbijters) vallen buiten het figuur. Pop bes = populatieverandering volgens bestrijders, Pop bio = populatieverandering volgens biologen, Van bes = vangstsnelheidverandering volgens bestrijders, Van bio = vangstsnelheidverandering volgens biologen.

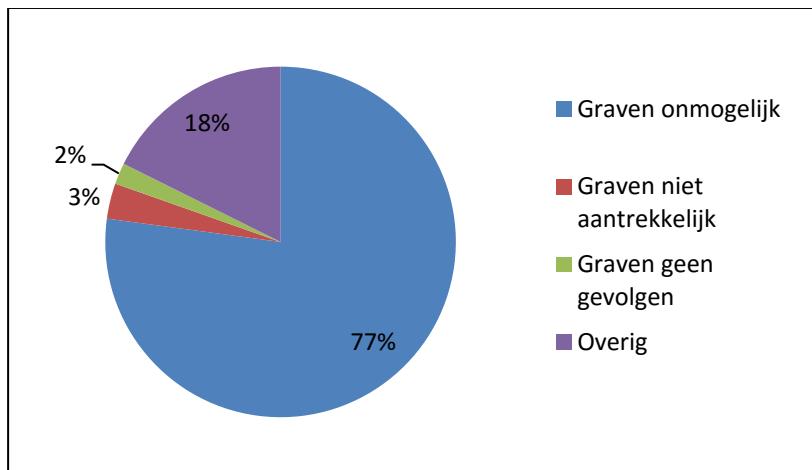
methoden zijn die in de proef worden gebruikt om aantallen te schatten, en vormt op zichzelf een meting van het effect van intensiveren en extensiveren. De bestrijders verwachten in het algemeen dat het aandeel van de gemerkte dieren dat door de bestrijding gedood zal worden hoog is, maar de schattingen lopen ook hier zéér uiteen: 43% van de bestrijders verwacht dat 50-90% van de gemerkte dieren dood terug wordt gevangen, 10% verwacht zelfs dat dit meer dan 90% zal zijn, maar de rest denkt dat het (veel) minder zal zijn. Ook de biologen zijn hierin gematigd; driekwart van hen verwacht dat het dood teruggevangen percentage minder dan 50% zal bedragen. In overeenstemming met de literatuur (bijvoorbeeld Caley 1987) neemt men aan dat de gemerkte dieren vooral zullen worden teruggevangen in het uurhok waar ze de eerste keer ook waren aangetroffen.

Strategie en schadepreventie

In 36 proefuurhokken zal in de veldproef de bestrijdingsinzet anders worden verdeeld over de tijd van het jaar. Hier zal seizoensbestrijding gaan plaatsvinden: 80% van het aantal uren inzet wordt van oktober tot en met mei gespendeerd. We vroegen in de enquête naar het verwachte verschil met jaarrond bestrijden. Het merendeel van de bestrijders (78%) zegt te verwachten dat jaarrond bestrijden na drie jaar tot een lagere populatie leidt dan seizoensbestrijding. 60% van de biologen denkt er ook zo over.

Veel bestrijders (77%) en alle biologen die aan de enquête meededen denken dat er zinvolle preventieve maatregelen zijn om de veiligheid te waarborgen in aanvulling op, of in plaats van, het doden van muskusratten. Een aantal van hen benadrukt overigens dat er verschillende redenen zijn waarom preventieve maatregelen -in hun optiek- niet een volledig alternatief voor bestrijding zullen kunnen zijn. Bijna een kwart van de bestrijders ziet geen rol voor preventieve maatregelen.

Wat preventie van schade door graverij betreft stelt BCM (2007) en indeling van de verschillende maatregelen voor in drie categorieën: maatregelen die graverij onmogelijk maken, maatregelen die graverij voor de muskusrat niet aantrekkelijk maken en maatregelen die graverij en schade toestaan, maar waarbij dit verder geen gevolgen heeft (BCM 2007). De preventieve maatregelen die door bestrijders en biologen als zinvol worden ingeschat vallen vrijwel allemaal binnen de eerste categorie; het zijn vooral variaties met beschoeiing, damwanden en gaas.



Figuur 1.2. Verhouding in aantal genoemde maatregelen (per categorie) op de vraag naar zinvolle preventieve maatregelen. De categorie 'overig' betreft feitelijk geen preventieve maatregelen en omvat antwoorden als: 'steriliseren', 'inzet predatoren' en of zelfs 'bestrijding'.

Aantallen

De slotvraag van de enquête vroeg om een schatting van het gemiddeld aantal muskusratten per kilometer watergang in Nederland, begin maart 2013. Bestrijders denken dat het gemiddeld gaat om vijf muskusratten/km (spreiding van 0-86), en biologen gemiddeld om drie (spreiding 1-5) muskusratten/km. Of de verwachtingen kloppen, zal in de loop van de komende drie jaar blijken. Degene die achteraf het juiste antwoord op de slotvraag heeft gegeven, ontvangt als beloning een flesje drank van de landelijk coördinator en een taart van Daan Bos. Dit wordt dus vervolgd...

Discussie

Deze veldproef is een bijzonder project, waarin veel gewonnen kan worden aan praktische inzichten over de bestrijding van muskusratten, optredende schade en waarin maatschappelijk relevante vragen kunnen worden beantwoord. De proef is spannend voor wetenschappers, bestuurders en bestrijders. Bij sommigen ligt ze mede daarom gevoelig.

Er wordt door de waterschappen veel tijd, energie en middelen in de veldproef gestoken. Dat is gerechtvaardigd op grond van de literatuurstudie en het modelwerk welke aan de proef zijn vooraf gegaan (Bos et al. 2009; Bos & Ydenberg 2011). Het blijkt ook uit de enquêtes dat we nog niet alles weten, en dat niet iedereen op dit moment hetzelfde denkt over de uitkomsten van de proef. De grote lijn is dat het merendeel van de bestrijders inderdaad effecten verwacht van het proefondervindelijk variëren met bestrijdingsintensiteit op aantallen, vangsten en waarneembare schade. Over hoe groot die effecten zullen zijn is men niet eenduidig. Een deel van de mensen verwacht zeer sterke effecten en het is dan ook zeer goed te begrijpen dat de proef door hen met argusogen wordt gevolgd. Ter relativering moet hierbij worden opgemerkt

dat de mate van variatie in bestrijding tussen experimentele gebieden binnen de bestaande variatie in Nederland ligt. Het zal niet extremer zal zijn dan het wel eens is geweest, maar nu over klein oppervlak, in weinig gebieden, en zeer gecontroleerd. Gemiddeld verwachten de respondenten dan ook een stijging of daling in aantallen die slechts in de orde van tientallen procenten ligt. Dit soort veranderingen zijn meetbaar, maar ook omkeerbaar.

Tenslotte spreekt uit de enquête de inschatting dat de te bestuderen relaties, met deze veldproef, op objectieve wijze opgehelderd kunnen worden. We zien de veldresultaten dan ook met nieuwsgierigheid tegemoet.

2 Muskusrattenbestrijding tijdens de MKZ-crisis in 2001

Daan Bos, Ferdy Timmerman & Ron Ydenberg (manuscript geaccepteerd voor publicatie door Lutra)

Summary

The muskrat populations in much of the low lying parts of north western Europe are subject to control programmes, in order to prevent damage by digging. Control is mainly implemented by trapping. As yet there is, however, no rigorous evidence that trapping actually affects the population size. In search for experimental evidence, we hypothesized that a temporary reduction in trapping effort during the outbreak of Foot and Mouth Disease (FMD) in the Netherlands in 2001 could be used for this purpose.

The FMD epidemic hit the Netherlands when numbers of muskrat catches were rising in 9 out of 12 provinces. During three months in spring, 16 000 field hours (15%) have been spent less than the five-year average in spring until then. The reduction in effort was not absolute and also not homogeneously distributed in space. On average, there was a decline in effort and catches in agricultural areas, but an increase in urban areas. The variation and the range of the differences with the five year average effort was not larger than in previous years. The outbreak of FMD, and the associated reduction in effort, is confounded with an autonomous development in effort and catches. We therefore tested whether changes in catch rate in summer, autumn and spring, were related to differences in effort spent in spring.

The developments in the Krimpenerwaard, have been summarized separately, because it was especially there that extreme numbers of muskrat had been caught in the years after FMD. The high levels of catches in the Krimpenerwaard in the period 1999 -2006 cannot be attributed to limitations caused by the FMD epidemic. This is because the number of hours spent in the Krimpenerwaard was not significantly decreased during the FMD period as compared to the five-year average until then, and secondly because the catch rates had already sharply increased before the FMD crisis erupted.

Our basic assumption, that the developments during and after the FMD period could be used to illustrate the effectiveness of the control programme in limiting muskrat populations, cannot be sustained. It is, however, justifiable to say that the FMD crisis may have strengthened existing negative developments. We conclude that the FMD period has limited value as a spontaneous experiment. The impact of the FMD crisis is small relative to other sources of variation and the increase in catches around the FMD must therefore primarily be seen as an autonomous development.

Key words: bestrijding, Mond- en Klauwzeer, experiment, *Ondatra zibethicus*, pestsoort
De waargenomen toename in vangsten in het bebouwde gebied vanaf 2003 kan niet een gevolg zijn van beperkingen tijdens de MKZ-crisis, omdat er gemiddeld alleen maar méér uren zijn gespendeerd in bebouwd gebied tijdens de MKZ-crisis dan gemiddeld in het voorjaar in 1997-2001.

Inleiding

Achtergrond

Al sinds 1941 worden in Nederland muskusratten (*Ondatra zibethicus*) bestreden, om schade door graverij te voorkomen (Doude van Troostwijk 1976; Barends 2002). Sinds 2005 is de bestrijding van deze pestsoort geregeld op grond van artikel 67 van de Flora- en faunawet en in 2009 via de Waterwet toegewezen aan de Waterschappen. Het is aan hen om te voorkomen dat muskus- en beverratten door middel van graverij schade veroorzaken aan waterstaatswerken, zoals oevers, dammen en andere structuren.

Tot op de huidige dag gebeurt dat door de muskusratten jaarrond en vlakdekkend te bestrijden. Het gaat daarbij jaarlijks om grote aantallen van deze pestsoort, en een grote inzet van mensen en middelen. Op grond van de literatuur, theoretische modellen en praktijkervaring is aannemelijk te maken dat bestrijding leidt tot lagere aantallen (Doude van Troostwijk 1976, Bos & Ydenberg 2011), maar er bestaat niettemin een uitdrukkelijke roep om goede veldgegevens uit Nederland te verzamelen. De Unie van Waterschappen (UvW) voert daarom momenteel een veldproef uit waarin op praktisch vlak kennis over de populatieontwikkeling wordt verzameld bij verschillende strategieën van bestrijden. De proef heeft vooral tot doel om de relatie tussen de inzet van bestrijding en het optreden van schade aan waterkeringen te meten, waarbij het effect van bestrijding op de populatie één van de deelvragen is. Bij het presenteren van de proef aan de bestrijders in Nederland is vanuit de bestrijding regelmatig geopperd dat het voor dat onderdeel zou volstaan om de ontwikkelingen rond de Mond- en Klauwzeer (MKZ) crisis goed te bestuderen. Die periode in 2001 zou daarbij beschouwd kunnen worden als een groot, maar kortdurend experiment.

De MKZ-crisis

Nadat in Engeland in februari 2001 MKZ werd geconstateerd, ging op 7 maart 2001 in Nederland een verbod op pluimvee- en evenhoevigen-evenementen in. Op 13 maart werd vervolgens een vervoersverbod voor MKZ-gevoelige dieren ingevoerd, maar een week later werd in Oene (Gld, zie kaart 1) een mogelijk MKZ-geval geconstateerd, en een dag later in Olst (Ov). In de daarop volgende periode vonden diverse uitbraken van MKZ plaats, waarvan het grootste deel (23) in de zone rondom Oene (de driehoek Zwolle, Deventer, Apeldoorn), één in Kootwijkerbroek en twee in noordoost Friesland (Ee en Anjum) (Bouma et al. 2003, Boender et al. 2010).

Vanwege het vervoersverbod en afsluiting van zones die verdacht werden van besmetting, raakten opslagpunten van mest en melk vol, waardoor men bang was dat er melk illegaal geloosd zou worden in sloten of het riool. Besmette melk in oppervlaktewater zou het MKZ-virus op muskusratten kunnen overbrengen, waardoor bestrijders op hun beurt het virus verder zouden kunnen verspreiden. De bestrijders kregen te maken met beperkingen en konden volgens diverse bronnen hun werkgebied niet in (Trouw 7/2/2004, Landelijke Coördinatie Commissie Muskusrattenbestrijding (LCCM) 2001). Als gevolg hiervan vreesden sommige auteurs destijds al voor een toename van de muskusrattenpopulaties (van der Bie & van Duuren 2002). In latere jaren zijn grote aantallen muskusratvangsten meermaals met MKZ in verband gebracht, o.a. in de media (Algemeen Dagblad 15/2/2006, de Stentor 6/5/2006, De Boerderij 1/4/2009, mond. med. meerdere bestrijders). De ene bestrijdingsorganisatie werd harder door de beperkingen getroffen dan de andere. Volgens het landelijk jaarverslag betekende het over het algemeen dat er een aantal weken niet (of zeer beperkt) gewerkt kon worden (LCCM 2002). Voor de bestrijders waren er dan ook directe effecten voor wat betreft hun mogelijke uren inzet in agrarisch gebied in het voorjaar van 2001. Op 18 mei 2001 werden

veel preventieve maatregelen door de Minister weer ingetrokken. 26 Juni 2001 geldt als het officiële einde van de MKZ-crisis.

Context

Tijdens de uitbraak was de muskusratbestrijding in Nederland niet onder controle. De vangsten waren hoog, landelijk gingen ze van 0,9 vangsten/km/jaar in 1998 naar 1,4 vangsten/km/jaar in 2004 (van Loon et al. 2016). In negen van de twaalf provincies stegen de vangsten in het jaar van de MKZ-crisis (LCCM 2002). De crisis brak uit in een seizoen dat voor de bestrijding van aanmerkelijk belang is, namelijk aan het einde van de voorjaarstrek. Deze voorjaarstrek levert normaliter veel vangsten op. Daarnaast was er in de jaren rond de MKZ-crisis onrust onder het personeel bij veel bestrijdingsorganisaties, door delegatie van Provincies naar Waterschappen en door interne reorganisaties (LCCM 2002). Dergelijke onrust heeft een nadelig effect op de arbeidsmotivatie van bestrijders en daarmee mogelijk op de doelmatigheid van hun inzet.

Factoren die muskusrattenpopulaties beïnvloeden

Factoren waarvan het aanwijsbaar of aannemelijk is dat ze invloed uitoefenen op muskusrattenpopulaties zijn weersomstandigheden, kwaliteit van het leefgebied, bestrijding (Verkaik, 1991; van Loon et al. 2016), ziekte, predatoren, en interne populatieregulatie. In dit verband is de vraag relevant of de rol van bestrijding beter aannemelijk kan worden gemaakt. Bestrijding vindt plaats met mechanische middelen, door het al dan niet gericht plaatsen en regelmatig controleren van vangmiddelen. De hoeveelheid tijd besteed aan bestrijding is van groot belang (van Loon et al. 2016), maar ook de effectiviteit van de bestede tijd (c.f. Lammertsma & Niewold 2005). Effectiviteit van de bestede tijd heeft betrekking op de vraag in hoeverre er daadwerkelijk dieren worden gevangen die anders aan reproductie zouden hebben gedaan.

Vraagstelling

Door de beperkte toegang tot vangstgebieden is er tijdens de MKZ-periode mogelijk minder bestreden dan in een normaal jaar. Dit geldt niet voor bebouwd (stedelijk) gebied. Daar zou na verwachting juist extra tijd besteed kunnen zijn, omdat de bestrijders de vrijgekomen uren daar wel in konden zetten. Bij een lagere bestrijdingsinzet ten opzichte van andere jaren zullen er minder muskusratten gevangen zijn. Als dit zo is, en aannemend dat bestrijding een belangrijke factor is in de populatieregulatie bij muskusratten, dan zal de populatie gegroeid zijn. Dat zou betekenen dat er in de daarop volgende maanden of jaren meer dieren (zowel absoluut als per tijdseenheid) gevangen kunnen worden.

De basale vraag is in hoeverre muskusrattenbestrijding effect heeft op de vangsten, en daarmee mogelijk de populatie. In het jaar van de MKZ-crisis is er mogelijkwijzer meer spreiding in de vangstinspanning en is deze wellicht ook minder afhankelijk van de waargenomen ontwikkelingen in vangstresultaat. Dat maakt het kansrijker om een relatie tussen verschillen in vangstinspanning en vangstontwikkeling aan te tonen.. De onderzoeks vragen luiden daarom:

1. Heeft de MKZ-crisis geleid tot beperkingen voor wat betreft de inzet, en zo ja in welke mate?
2. Zijn er tijdens de MKZ-crisis minder muskusratten gevangen dan in dezelfde periode in andere jaren?
3. Is er bij de beantwoording van de bovenstaande vragen verschil tussen bebouwd- en agrarisch gebied?

4. Heeft een eventuele beperkte inzet tijdens de MKZ-periode geleid tot hogere vangstsnelheden na de MKZ-crisis?

Methode

De Nederlandse bestrijding registreert de vangsten en ingezette velduren op weekbasis en per uurhok (vakken van 5 bij 5 km) sinds 1987. Deze data zijn opgevraagd en ingedeeld in seizoenen, te weten de winter (december t/m februari), het voorjaar (maart t/m mei), zomer (juni t/m augustus) en najaar (september t/m november). Merk op dat een jaar hierbij tot en met november loopt en begint in december van het vorige jaar. In het voorjaar van 2001 golden er beperkingen in het veld als gevolg van de MKZ-crisis. Aldus zijn er drie categorieën van seizoenen vóór, tijdens (voorjaar 2001) en na de MKZ-crisis (de factor MKZ).

De vangstgegevens (aantal vangsten en uren) zijn opgeteld per uurhok, jaar en seizoen voor de jaren 1997-2005. We hebben ons beperkt tot de vier jaar vóór- en ná de MKZ-crisis. Deze beperking is arbitrair, maar een kortere referentie periode werd gevoelig geacht voor fluctuaties tussen jaren. Op basis van de Landgebruikskaart van Nederland (LGN5) zijn de uurhokken vervolgens ingedeeld in drie categorieën (factor 'Dominant landgebruik'): 'Bebouwd gebied' (landgebruik gedomineerd door bebouwing; bedekking met bebouwing > 60%), 'Agrarisch gebied' (bedekking met agrarisch landgebruik > 60%), en 'Overig' (bos, natuur, water of gemengd).

De trend in tijdsbesteding over de jaren is bepaald aan de hand van een lineaire regressie over de som van de bestede uren. We hebben getoetst of het aantal uren per uurhok in het voorjaar van 2001 verschilt met het gemiddelde in het voorjaar van de vijf jaren 1997-2001, de referentieperiode. Daarbij is ook bekeken of dit verschilde tussen agrarisch en bebouwd gebied. De afwijking in het aantal bestede uren van dit gemiddelde is berekend voor elk van de uurhokken in elk van deze voorjaren. Dit is een variabele (de afwijking in gespendeerde uren, of delta_uren) voor de hieronder beschreven analyse.

Ten slotte is er getoetst of de mate waarin minder uren zijn ingezet tijdens de MKZ-periode ('het verschil in uren') gerelateerd is aan hogere vangstsnelheden direct volgend op de MKZ-crisis (ten opzichte van hetzelfde seizoen in het voorgaande jaar). Daarbij is beoordeeld of een dergelijke relatie er ook was in het jaar 2000, voorafgaand aan de MKZ-crisis. Om dit te kunnen doen is de vangstsnelheid (vangsten/uur) berekend door het aantal vangsten te delen door het aantal uren bestrijdingsinzet per uurhok per seizoen. Per jaar en per seizoen is het verschil in vangstsnelheid berekend met hetzelfde seizoen in het voorgaande jaar. Met lineaire regressie is getoetst of deze afhankelijk is van 'het verschil in uren', van de factor 'Dominant landgebruik' en de interactie daartussen. Dit is gedaan voor de zomers, de najaars en de winters van respectievelijk de jaren 2000 en 2001. Niet significant interacties en factoren zijn verwijderd uit het model. Er was geen aanleiding om datatransformatie toe te passen. Statistische analyses zijn uitgevoerd met SPSS 22.

Studiegebied

De gegevens zijn samengevat op landelijke schaal. Van de ca 2.200 uurhokken die overlappen met Nederland zijn 1.442 uurhokken beschikbaar met vangst-informatie over de studieperiode en kennis over het grondgebruik. Daarnaast worden de uitkomsten van één enkele polder, de Krimpenerwaard (kaart 1) apart beschreven omdat daar in de jaren na 2001 zeer veel muskusratten zijn gevangen. De Krimpenerwaard is een veenweidepolder in Zuid-Holland van ca. 13.500 ha. De cijfers van de vijf centrale uurhokken daarin dekken gezamenlijk 90% van het oppervlak.

Resultaten

Bestrijdingsinzet

In de bestudeerde uurhokken nam het aantal gespendeerde velduren aan bestrijding toe (lineaire regressie, jaar effect $F_{1,7} = 15, p = 0,06$). Dit is vooral goed zichtbaar in de zomer en het najaar vanaf 2002 (figuur 2.1). In agrarisch gebied worden in absolute zin de meeste uren gespendeerd. Dit komt vooral door het gegeven dat het aantal uurhokken dat valt onder agrarisch gebied ($n = 818$) groter is dan de categorie 'overig' ($n = 576$) en veel groter dan het bebouwd gebied ($n = 48$).

Tijdens de MKZ-periode, in het voorjaar van 2001, zijn $10,6 \pm 1,0$ s.e. (14%) minder uren per uurhok gespendeerd dan gemiddeld in het voorjaar van 1997-2001. Dit is met name in het agrarisch gebied het geval; het gaat om een verschil van gemiddeld 15 uur $\pm 1,4$ s.e. (20%) per atlasblok in agrarisch gebied (figuur 2.1 en 2.2). In totaal zijn in het gehele land 16.089 uren (15%) minder besteed dan gemiddeld in het voorjaar over de periode 1997-2001. Die uren zijn niet allemaal elders gespendeerd (figuur 2.1). In het bebouwd gebied ligt het aantal uren weliswaar 4 uur $\pm 4,7$ s.e. (4%) hoger dan het gemiddelde voorjaar van 1997-2001, maar in absolute zin betreft dat maar 214 uren.

Gedurende de MKZ-periode zijn er dus, ondanks de beperkingen, wel degelijk grote hoeveelheden velduren ingezet in alle landgebruikcategorieën. In de zomer en herfst na de MKZ-crisis wijkt het aantal gespendeerde uren in het agrarisch gebied niet belangrijk af; niet minder, maar ook niet veel meer. In de winter van 2002 is er een forse toename in velduren te zien.

De variatie in afwijking van het gemiddelde is niet extra groot geworden door de MKZ-crisis (tabel 2.1). Ook in de andere voorjaren kunnen er sterk meer of minder uren in een atlasblok bestreden zijn dan gemiddeld in de referentieperiode.

Ruimtelijk gezien zijn er hele delen van Nederland waar het verschil in ingezette uren niet bijzonder groot of zelfs positief is (figuur 2.1). De grote en negatieve verschillen zitten met name in de lage, waterrijke delen van Nederland.

Vangsten

Op atlasblokniveau en in absolute zin worden de meeste vangsten in agrarisch gebied gemaakt (figuur 2.3). Het aantal vangsten in het MKZ-voorjaar was lager dan in eerdere en latere voorjaren (ANOVA, MKZ effect $F_{2, 5990} = 39, p < 0,001$). In absolute zin zijn er toch nog 61.543 dieren gevangen in heel Nederland. Dit is ca 85 % van het gemiddelde in de voorjaren van 1997-2001. In de zomer en het najaar na de MKZ-crisis was het aantal vangsten gemiddeld maar een fractie hoger dan de jaren ervoor. In de winter liepen de vangsten al op voordat er van MKZ sprake was en na de MKZ-crisis zet die trend zich door. In die zin is er geen trendbreuk zichtbaar ten opzichte van de vorige jaren. Het aantal vangsten in bebouwd gebied ligt vanaf de winter van 2003 op een wat hoger niveau.

De vangstsnelheid (vangsten/uur) varieert met de landgebruikscategorie en het seizoen (figuur 2.4). In agrarisch gebied ligt ze op een hoger niveau dan elders, en in de zomer is de vangstsnelheid relatief laag. Belangrijk is dat in het agrarisch gebied, in de zomer en het najaar volgend op de MKZ-crisis, geen grote toename in vangsten of vangstsnelheid wordt geconstateerd op landelijke schaal, ondanks een normale ureninvestering. Over de winters van 1999 tot 2003 neemt de vangstsnelheid toe, en de winter van het seizoen 2002 (direct na de

MKZ-crisis) past in die -mogelijk autonome- ontwikkeling. In statistische termen is de factor MKZ verward ('confounded') met jaar. Echter, omdat er niet alleen atlasblokken zijn waar minder tijd is besteed, maar ook atlasblokken waar méér tijd is ingezet, zijn de twee factoren ten dele te ontwarren. Figuren 2.5 (najaar) en 2.6 (winter) laten de veranderingen in vangstsnelheid per atlasblok zien, vóór en ná MKZ, uitgezet tegen de afwijking in het aantal bestede uren ten opzichte van het gemiddelde in de referentieperiode 1997-2001 (delta_uren). Uit de figuren blijkt nogmaals dat er zowel atlasblokken zijn waar de vangstsnelheid is gestegen ten opzichte van het vorige jaar als waar zij is gedaald (variatie langs de y-as). Gemiddeld zijn er minder uren besteed in het voorjaar van de MKZ-crisis, maar daarin zit een enorme spreiding (variatie langs de x-as). De verandering in vangstsnelheid t.o.v. het jaar ervoor is significant gerelateerd aan de hoeveelheid uren die er gemiddeld minder zijn besteed tijdens MKZ, in het najaar ($F_{1,1369} = 4,5, p < 0,05$) en de winter ($F_{1,1384} = 13,3, p < 0,001$) volgend op de MKZ-crisis (tabel 2.2). In de zomer is dat verband afwezig. De factor 'dominant landgebruik' speelt in geen van de testen een significante rol en is daarom uit de modellen weggelaten. De verklaarde variatie van het resulterende model is zeer gering ($R^2_{adj} < 0,01$).

Het snijpunt van de regressielijnen met de y-as is in bijna alle jaren niet significant verschillend van nul. Gemiddeld genomen is er dus geen verandering in de vangstsnelheid bij een ureninzet zoals die in de vijf jaar ervoor gemiddeld was. De helling van de lijn is negatief in najaar en winter, wat betekent dat extra inspanning in het voorjaar de vangstsnelheid in het najaar en winter vermindert.

Een dergelijke relatie is er overigens ook in het jaar 2000 en ze zal er waarschijnlijk ook in andere jaren zijn. De MKZ-crisis heeft ons echter de aanleiding gegeven om dit te toetsen, omdat we meenden dat de verschillen relatief groot zouden zijn en de patronen dus gemakkelijker te ontdekken. De inspanning in het voorjaar heeft dus effect op de waargenomen vangstsnelheid in het najaar en de winter erop. En dat kan nog best veel zijn: iedere 100 uur extra vermindert de vangstsnelheid met 0,1 vangst per uur.

Focus op de Krimpenerwaard

Op landelijk niveau is er veel spreiding in de vangstsnelheid, zodat een eventueel patroon wellicht gemaskeerd kan worden in analyses of plaatjes waar al die spreiding in zit. Daarom leggen we in de onderhavige paragraaf de focus op een bijzondere polder, de Krimpenerwaard. De Krimpenerwaard speciale aandacht, omdat met name voor dit gebied onder bestrijders de gedachte dat de MKZ-crisis tot een 'explosie' van muskusratten heeft geleid. Er zijn daar in de betreffende jaren op een relatief klein, maar homogeen oppervlak extreem veel uren besteed en veel dieren gevangen.

In de Krimpenerwaard liggen de gemiddelde vangstsnelheden sinds het najaar van 1998 fors hoger dan de gewenste praktijknorm van 0,25 vangsten/u (figuur 2.7). Dit wijst op een hoge populatiedichtheid van muskusratten. De vangsten liepen er op van 0,3 vangsten/km/jaar in 1998 naar 8,1 vangsten/km/jaar in 2004. Dat was in absolute aantallen bijna één derde van alle vangsten in Zuid-Holland en 11% van alle vangsten in Nederland in 2004.

Het aantal gespendeerde uren in de Krimpenerwaard liep in het MKZ-voorjaar terug met 392 uur (23%) ten opzichte van het jaar ervoor, waarin de inspanning al een beetje was verhoogd, maar is 36 uur hoger ten opzichte van het gemiddelde over 1997-2001 (figuur 2.8). In het MKZ-voorjaar zijn er 2.129 muskusratten gevangen in de Krimpenerwaard, 2,5 keer zoveel als gemiddeld in het voorjaar van 1997-2001. Pas in het najaar en de winter erop is het aantal uren in de Krimpenerwaard echt flink opgevoerd. De vangstsnelheden waren al opgelopen van 0,27

in de winter van 1996 naar gemiddeld 2,2 vangsten/uur in de winter van 2001. Dat is dus vóórdat de MKZ-crisis uitbrak. Hieruit volgt dat de sterke besmetting van de Krimpenerwaard, en de daarbij horende hoge gemiddelde vangstsnelheden in de periode 1999-2006 niet aan MKZ mag worden toegeschreven. Men kan hoogstens stellen dat beperkingen in ureninzet een zich zorgelijk ontwikkelende situatie hebben verslechterd. Door de beperkingen was het namelijk minder goed mogelijk om adequaat op de oplopende vangstaantallen te reageren.

Discussie

De MKZ-crisis heeft geleid tot beperkingen wat betreft uren bestrijdingsinzet. Het aantal uren bestrijdingsinzet tijdens de MKZ-periode bedroeg in agrarisch gebied ca. 20% minder dan het aantal uren in het gemiddelde voorjaar van 1997 tot 2001. De toegang tot agrarisch gebied is echter nooit helemaal afgesloten geweest. De toegang tot bebouwd gebied kende geen beperkingen, en inderdaad is er een subtiele toename in het aantal uren dat in bebouwd gebied is gespendeerd in het MKZ-voorjaar in vergelijking met eerdere jaren.

Er zijn tijdens de MKZ-crisis landelijk minder muskusratten gevangen dan in dezelfde periode in andere jaren. Gedurende een korte periode van maart tot mei 2001, zijn er minder uren besteed en minder vangsten gemaakt. Ter relativering hiervan moet gezegd worden dat er in absolute aantallen echter maar weinig dieren minder gevangen zijn dan gemiddeld in de referentieperiode (8.511 dieren minder in agrarisch gebied, waar er gemiddeld in het voorjaar ruim 55.000 werden gevangen in de jaren 1997-2001; ofwel 10 dieren (= 15%) minder per atlasblok).

Er is in het aantal bestrijdingsuren en vangsten een stijging waar te nemen in de jaren vóór en ná, de MKZ-crisis. We mogen stellen dat dit dus voornamelijk een autonome ontwikkeling is, omdat ze al vóór de MKZ-crisis is ingezet.

Er heeft tijdens de MKZ-crisis een minimale verschuiving plaatsgevonden van ureninzet van agrarisch gebied naar bebouwd gebied. De MKZ-crisis kan in bebouwd gebied dus geen negatieve invloed op de vangsten hebben gehad. Er is niettemin een toename in vangsten in het bebouwde gebied vanaf 2003. Deze toename lijkt ons een gevolg van een zich onafhankelijk van MKZ ontwikkelende populatie aldaar. Omdat er zich ook in het omliggende gebied grotere populaties ontwikkelen, zal onder andere sprake zijn geweest van een hogere immigratie, in interactie met een bestrijdingsinzet die uiteindelijk te laag is gebleken om een toename van het aantal vangsten te kunnen voorkomen. Het voert te ver om er in dit artikel over te speculeren welke factoren daar het meest aan hebben bijgedragen.

De ‘verandering in vangstsnelheid’ ná de MKZ-periode, vergeleken met hetzelfde seizoen ervoor, is significant gerelateerd aan de hoeveelheid uren die er gemiddeld minder zijn besteed tijdens de MKZ-periode, in het najaar en in de winter volgend op de MKZ-periode. Deze relatie wordt ook gevonden in het jaar 2000. De inspanning in het voorjaar heeft dus effect op de waargenomen vangstsnelheid in het najaar en de winter erop. En dat kan nog best veel zijn: iedere 100 uur extra vermindert de vangstsnelheid met 0,1 vangsten/uur. Maar er is nog veel onverklaarde variatie, en het effect is relatief klein ten opzichte daarvan. Het is zinvol om die variatie verder te exploreren, maar niet in het kader van dit artikel. We hebben namelijk goede redenen om aan te nemen dat stijging of daling in vangstsnelheden te maken moet hebben met hoeveelheid ingezette uren in verhouding tot hoeveel dieren er zijn, en dat er daarnaast andere belangrijke factoren spelen, zoals immigratie en emigratie. Dat betekent dat complexere modellen moeten worden aangepast dan welke hier aan de orde kunnen zijn. In een separate modelstudie (van Loon et al. 2016) wordt daar verder op ingegaan.

Nu representeren de hier bestudeerde atlasblokken bijna geheel Nederland. Omdat er regionale verschillen zullen zijn, en omdat zinvolle patronen misschien verborgen blijven in de

spreiding die met een dergelijke landelijk verdeelde steekproef meekomt, hebben we ook de gegevens van een specifieke polder bestudeerd: de Krimpenerwaard. Daaruit volgden twee goede redenen om aan te nemen dat de sterke besmetting van de Krimpenerwaard in de periode 1999-2006 niet aan MKZ mag worden toegeschreven. Ten eerste is het aantal gespendeerde uren in de Krimpenerwaard niet noemenswaardig teruggelopen in de MKZ-periode ten opzichte van het gemiddelde voorjaar in de jaren 1997-2001 (figuur 2.8). Ten tweede waren de vangstsnelheden al sterk gestegen naar gemiddeld 2,2 vangsten/uur in de winter van 2001, dus voordat de MKZ-crisis uitbrak (figuur 2.7).

Op grond van deze cijfers valt te concluderen dat de invloed van de MKZ-crisis gering is ten opzichte van andere bronnen van variatie. Het is waarschijnlijker dat de stijging in absolute vangsten in de jaren volgend op de MKZ-periode grotendeels het gevolg is van een autonome ontwikkeling naar een hoge besmettingsgraad, die zich ook zonder de MKZ zou hebben voorgedaan, en een groter aantal ingezette uren. Dit is consistent met het gegeven dat er eigenlijk helemaal niet zo heel veel dieren minder zijn gevangen in de MKZ-periode, dan in de vier voorgaande voorjaren gemiddeld. Het is wel meetbaar dat een lagere urenbesteding in het voorjaar leidt tot hogere vangsten in najaar en winter, dus is het verdedigbaar om te stellen dat de MKZ-periode mogelijk reeds bestaande negatieve ontwikkelingen heeft versterkt.

De hier gepresenteerde bevindingen stroken dus maar ten dele met de veelgehoorde praktijkgedachte in de bestrijding dat de MKZ-crisis een belangrijke invloed heeft gehad en als illustratie kan dienen voor de noodzaak tot bestrijding (de Stentor 6/5/2006, De Boerderij 1/4/2009). Maar ze zijn wel in overeenstemming met de visie van enkele hierover geïnterviewde bestrijders en teamleiders (J.P. Dijkstra, P. Blanker, A. van Veen, J. van den Bergs en S. Dol, persoonlijke mededeling). In hun optiek is de MKZ-periode een kortdurende fase geweest waarin de werkzaamheden weliswaar enkele beperkingen kenden, maar in grote lijnen gewoon doorgang hebben kunnen vinden. Vaak was het nodig om bijvoorbeeld het erf van boerderijen te mijden, maar kon het werk doorgaan indien men op andere wijze toegang tot de watergangen zocht. Altijd was het mogelijk om het werk varend uit te voeren. Soms is de tijd binnen doorgebracht om vangmiddelen te maken die later massaal buiten zijn uitgezet. Vergelijkbaar relativerende opmerkingen staan ook in het provinciale jaarverslag van Overijssel en het landelijk jaarverslag van 2001 (LCCM 2002).

Om diverse redenen bevatten de gegevens uit vangstregistratie ongetwijfeld fouten en ruis. Verder is er een onbekende variatie in de kwaliteit van de ingezette velduren. Dit hangt af van de mate waarin bestrijders onderling verschillen en de mate waarin de organisatie bestrijders in staat stelt om met een gecoördineerde strategie, met de juiste middelen en met een goede motivatie te werken. Het is in onze optiek echter verdedigbaar om te stellen dat de aard van deze onnauwkeurigheden niet systematisch is veranderd na de MKZ-crisis, zodat dit onze analyse niet ongeldig kan maken. Het is overigens wel aannemelijk te maken dat tijdens de MKZ-crisis de uren minder efficiënt konden worden ingezet.

De resultaten zijn een belangrijke motivatie om op zoek te gaan naar meer systematische, meer langdurige, en wellicht wat extreemere variatie in urenbesteding. Denk daarbij aan de grootschalige veldproef, zoals die in de afgelopen drie jaar door de UvW is uitgevoerd.

Conclusies

De veelgehoorde praktijkgedachte in de bestrijding dat de ontwikkelingen tijdens en na de MKZ-crisis als illustratie kunnen dienen voor de noodzaak tot bestrijding is niet hard te maken. Wel is het verdedigbaar om te stellen dat de MKZ-crisis mogelijk reeds bestaande negatieve ontwikkelingen heeft versterkt.

Het aantal uren dat tijdens de MKZ-periode is bestreden lag ca. 20% lager dan het gemiddeld voorjaar van 1997-2001. Er zijn ca. 18% minder vangsten gemaakt. Voor beide parameters geldt dat dit vooral in het agrarisch gebied heeft gespeeld.

Er is een toename waargenomen in vangsten in het bebouwde gebied vanaf 2003. Deze toename kan niet een gevolg zijn van beperkingen tijdens de MKZ-crisis, omdat er gemiddeld alleen maar méér uren in bebouwd gebied zijn gespendeerd tijdens de MKZ-periode.

De sterke besmetting van de Krimpenerwaard in de periode 1999-2006 mag niet aan MKZ worden toegeschreven.

De verandering in vangstsnelheid in het najaar en de winter ten opzichte van vorige jaren is significant gerelateerd aan de urenbesteding in het voorjaar. Dit geldt voor het MKZ-jaar, maar ook voor het jaar ervoor. Extra bestrijdingsinspanning in het voorjaar vermindert de vangstsnelheid in het najaar.

De variatie in uren inzet, die door de MKZ-crisis is teweeggebracht, is in feite niet groter dan in de vijf voorgaande jaren. Buiten het verschil in agrarisch en bebouwd gebied, was de variatie verder ook niet systematisch verschillend in de ruimte. Als spontaan experiment heeft de MKZ-crisis daarom maar beperkte waarde. De invloed van de MKZ-crisis is gering ten opzichte van andere bronnen van variatie en de stijging in vangsten rond MKZ moet daarom voornamelijk als een autonome ontwikkeling worden gezien.

De bevindingen rechtvaardigen de gemaakte keuze om een experiment uit te voeren met een grotere controle op spreiding in inzet van uren, een groter verschil in bestrijdingsinzet tussen de behandelingen en een langere duur van de proef, dan onder de omstandigheden tijdens de MKZ-periode hebben plaatsgehad.

Dankwoord

We bedanken graag de bestrijders en teamleiders van de muskusrattenbestrijding die ons op het spoor van deze analyse hebben gezet en hen die in latere fase inhoudelijk meegedacht hebben, alsmede. Met name gaat het om J. van den Bergs, P. Blanker, A. Deelen, J.P. Dijkstra, S. Dol, H. de Groot, D. Moerkens, en A. van Veen. Daarnaast grote dank aan E. Klop en E. E. van Loon voor hulp bij het werk en de analyses.

Tabel 2.1 De variatie in de afwijking van het aantal uren dat per atlasblok in het voorjaar is ingezet ten opzichte van de gemiddelde inzet in de referentieperiode (1997-2001, n = 1442).

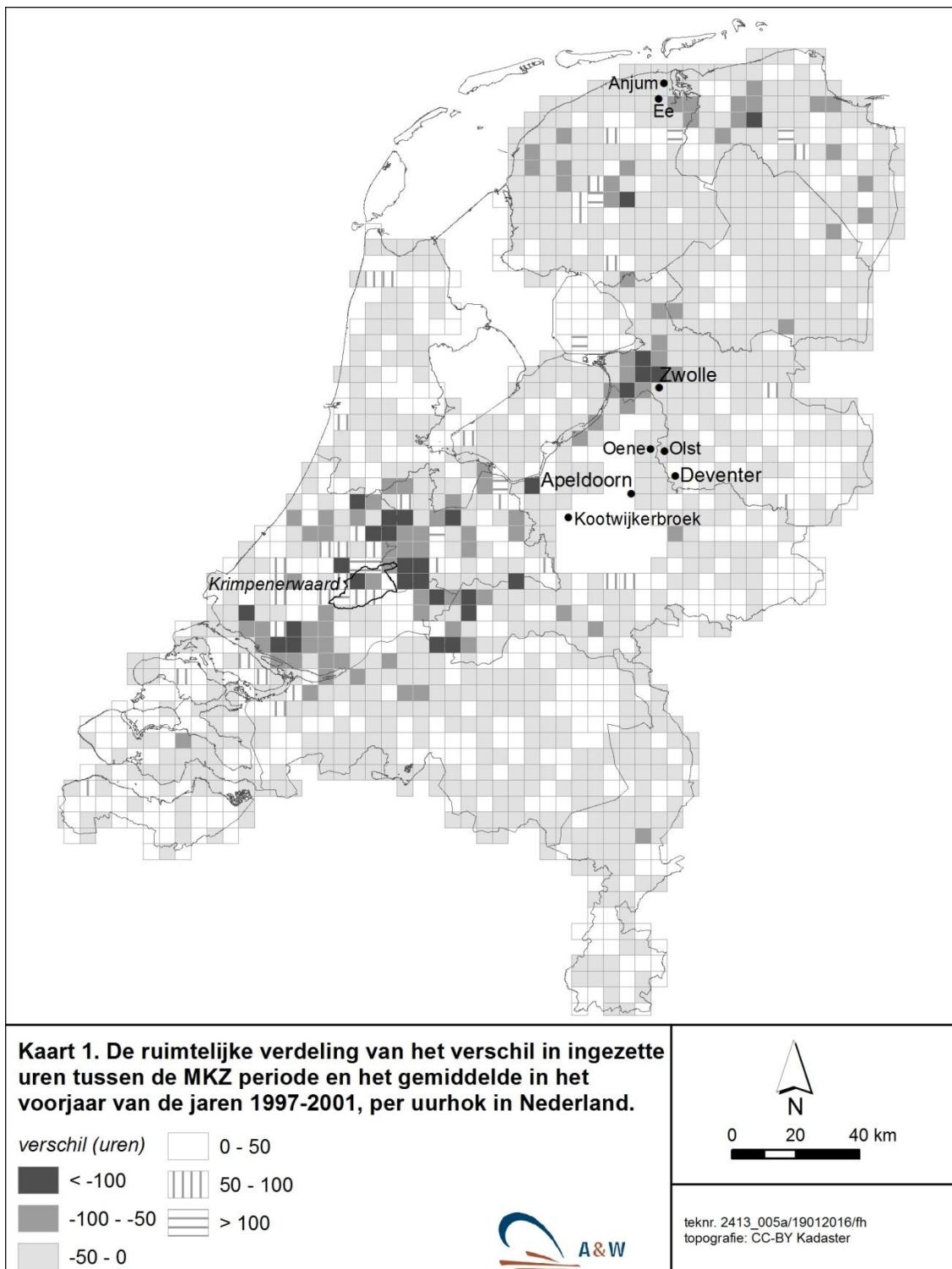
Jaar	Gemiddelde afwijking	Range	Variantie
1997	3,8	827	1676
1998	0,4	660	864
1999	2,4	727	1096
2000	5,6	370	893
2001	-10,6	819	1488

*Tabel 2.2 De parameterschattingen van de relaties tussen de verandering in vangtsnelheid en afwijking in gespendeerde uren. De verandering in vangtsnelheid betreft het verschil met hetzelfde seizoen in het jaar ervoor. De afwijking in gespendeerde uren betreft het verschil in uren met de gemiddelde ureninzet in de referentieperiode 1997-2001 (delta_uren). Betekenis van de gebruikte afkortingen en symbolen: n.s. = niet significant, * = significant ($P < 0,05$), ** = significant ($P < 0,01$), *** = significant ($P < 0,005$),*

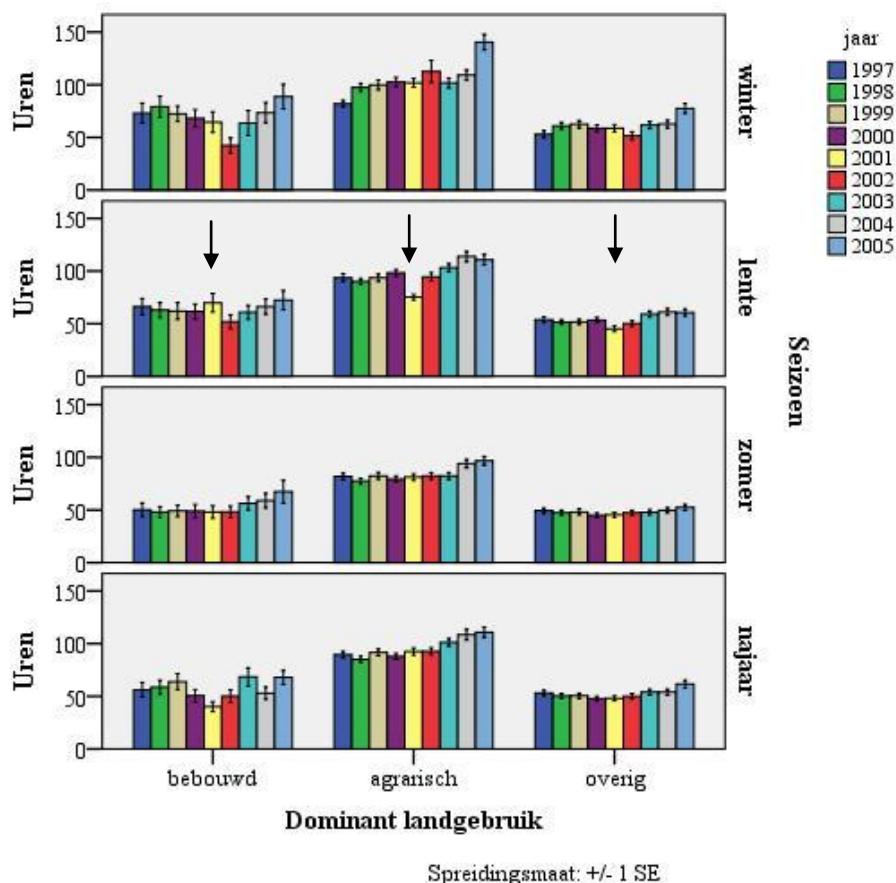
Jaar	Seizoen	Snijpunt met y-as	Helling
2000	Zomer	n.s.	n.s.
2000	Najaar	-0,071	-0,002**
2000	Winter	n.s.	-0,002***
2001	Zomer	n.s.	n.s.
2001	Najaar (figuur 10.5)	n.s.	-0,001*
2001	Winter (figuur 10.6)	n.s.	-0,002***



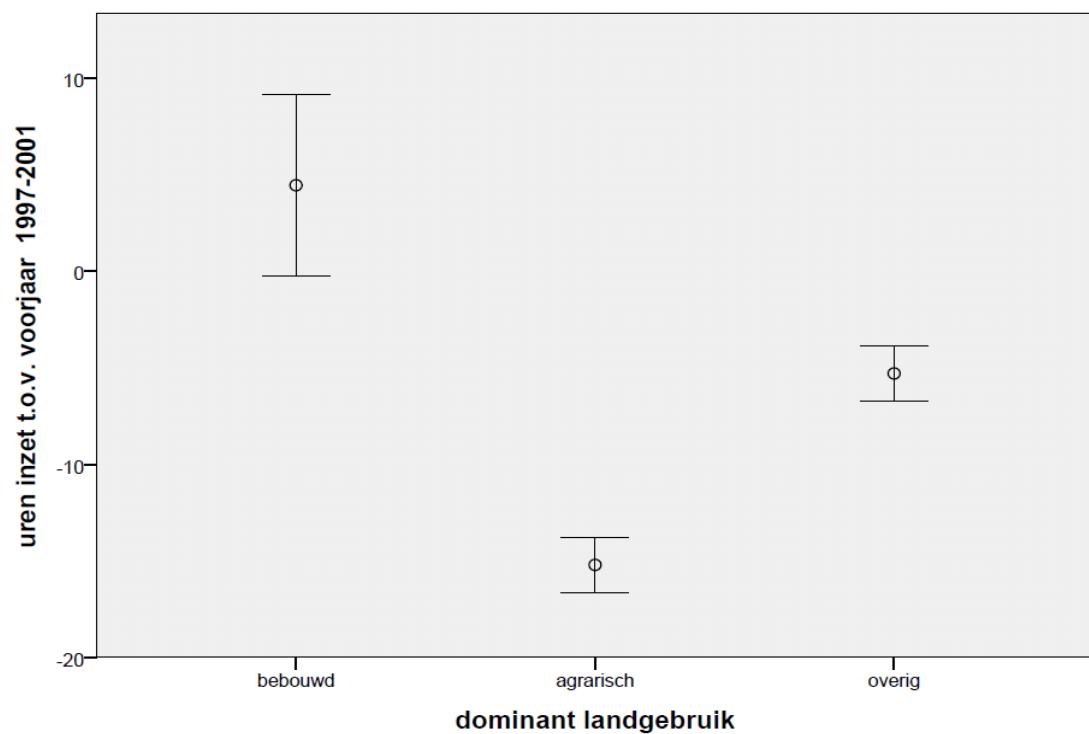
Twee gedode Muskusratten (foto Tamar Sleven – Unie van Waterschappen)



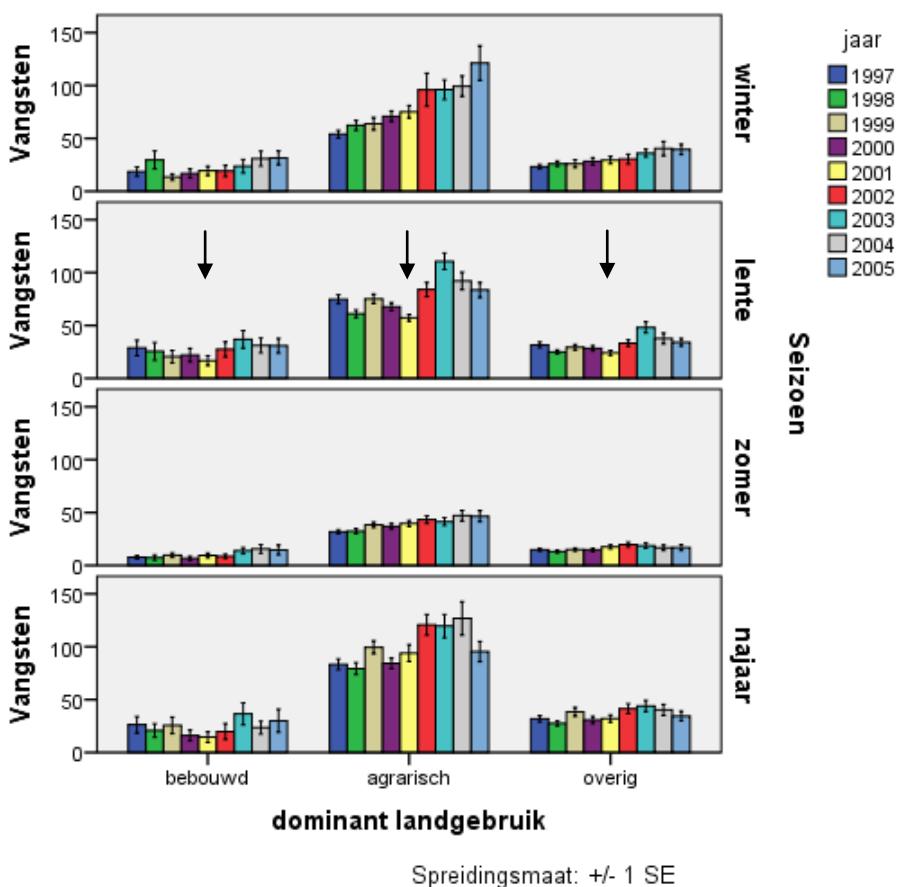
Kaart 1. De ruimtelijke verdeling van het verschil in ingezette uren tussen de MKZ-periode en het gemiddelde in het voorjaar van de jaren 1997-2001, per atlasblok in Nederland. De ligging van polder Krimpenerwaard is apart aangegeven omdat daar in de tekst speciaal op wordt ingegaan. Verder zijn belangrijke plaatsnamen i.r.t. de MKZ-uitbraak op kaart aangegeven.



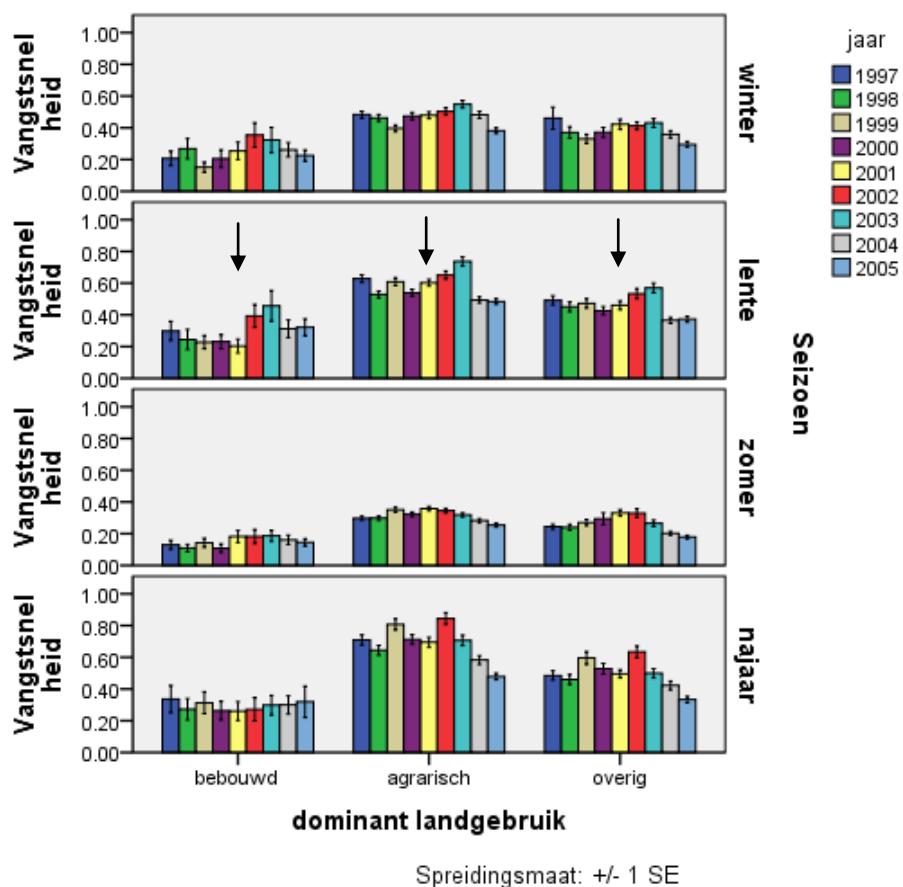
Figuur 2.1 De gemiddelde inzet van uren per atlasblok in Nederland voor drie categorieën van landgebruik. De inzet is in het voorjaar van 2001 (MKZ-crisis) in het agrarisch gebied lager dan in de referentieperiode 1997-2001. In het bebouwd gebied ligt het aantal uren dan juist hoger. Steekproefomvang: agrarisch gebied ($n=818$), bebouwd ($n = 48$) en 'overig' (bos, natuur, water en gemengd) ($n = 576$). De pijl geeft de MKZ-periode aan.



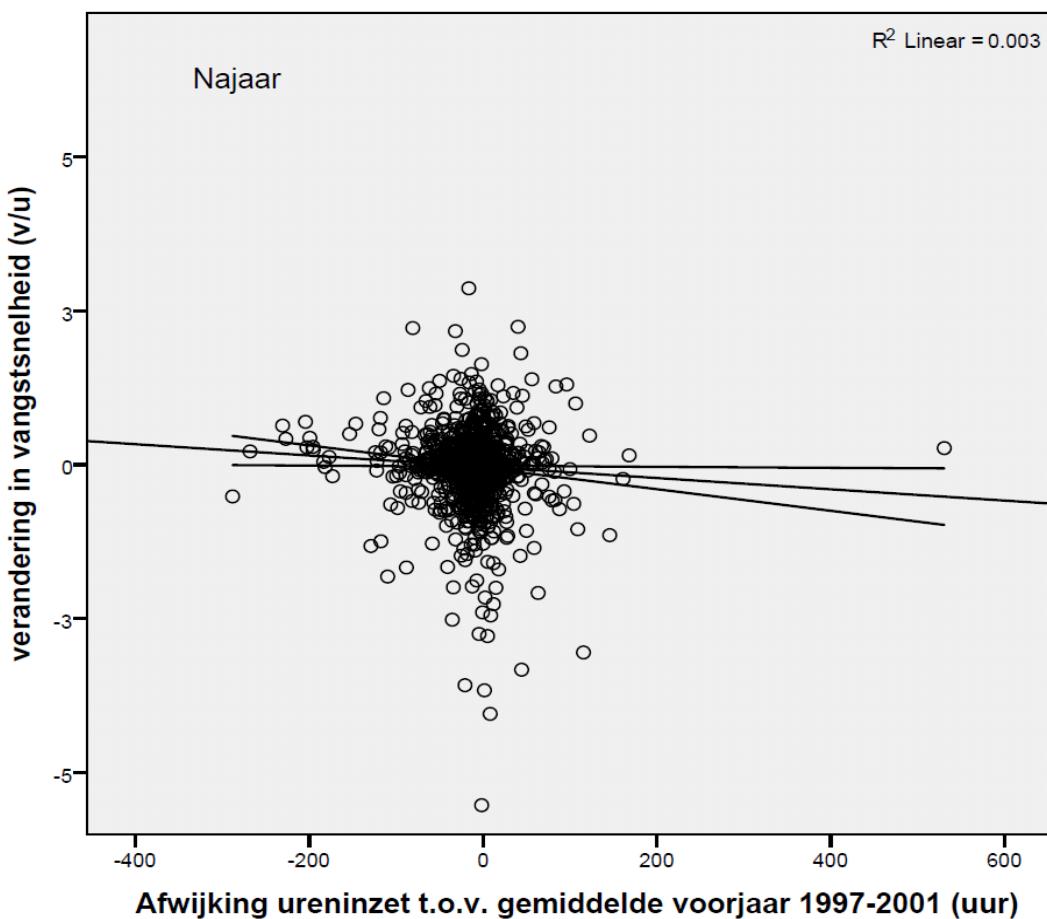
Figuur 2.2. Het gemiddelde verschil in ingezette uren per categorie van landgebruik tussen de MKZ-periode en het gemiddelde in het voorjaar van de jaren 1997-2001. Het gemiddelde verschil is negatief in agrarisch gebied en positief in bebouwd gebied. Steekproefomvang als in figuur 2.1.



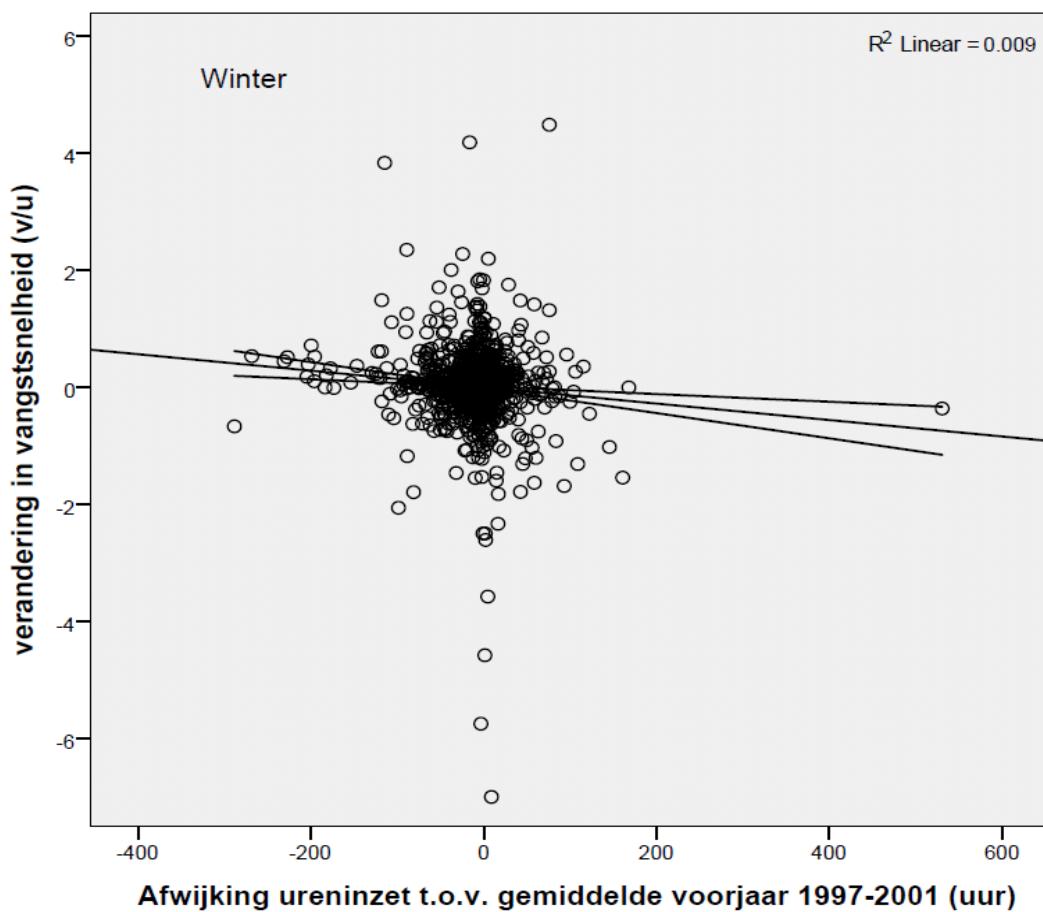
Figuur 2.3. Het gemiddelde aantal vangsten per atlasblok in Nederland voor drie categorieën van landgebruik. Steekproefomvang als in figuur 2.1. De pijl geeft de MKZ-periode aan.



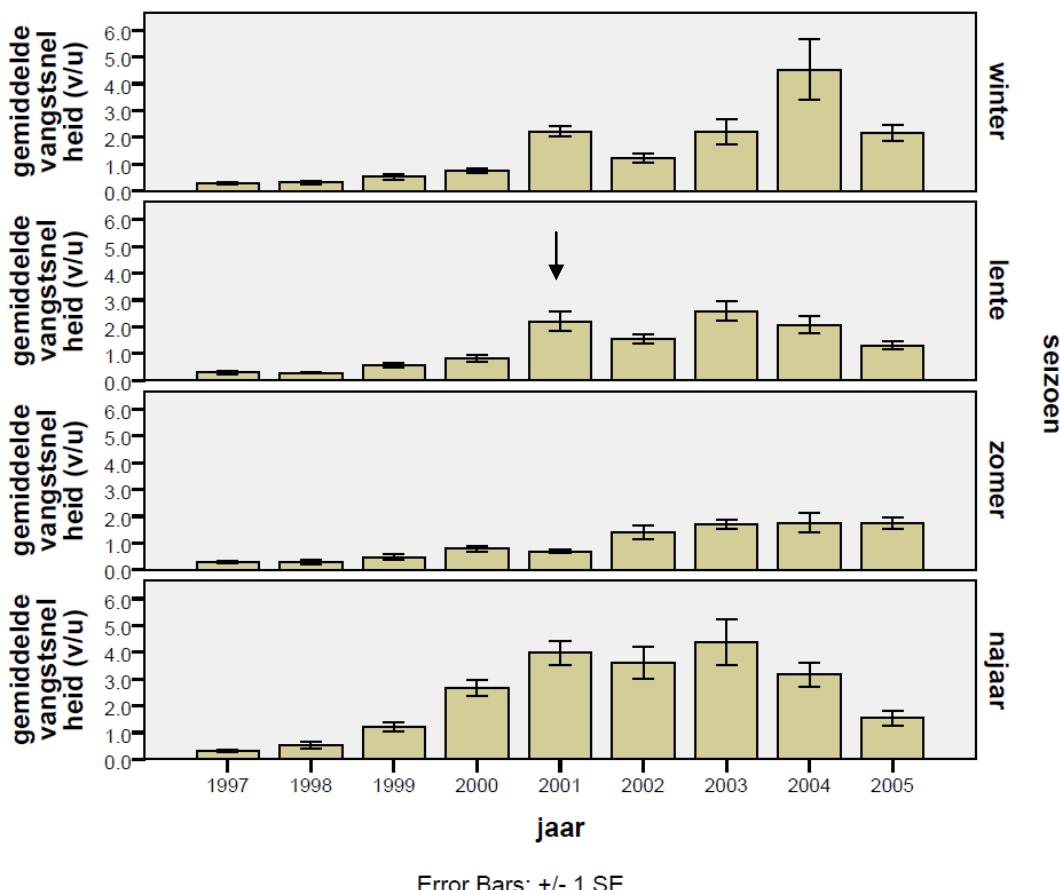
Figuur 2.4. De ontwikkeling in vangstsnelheid per atlasblok in Nederland voor drie categorieën van landgebruik. Steekproefomvang als in figuur 2.1. De pijl geeft de MKZ-periode aan.



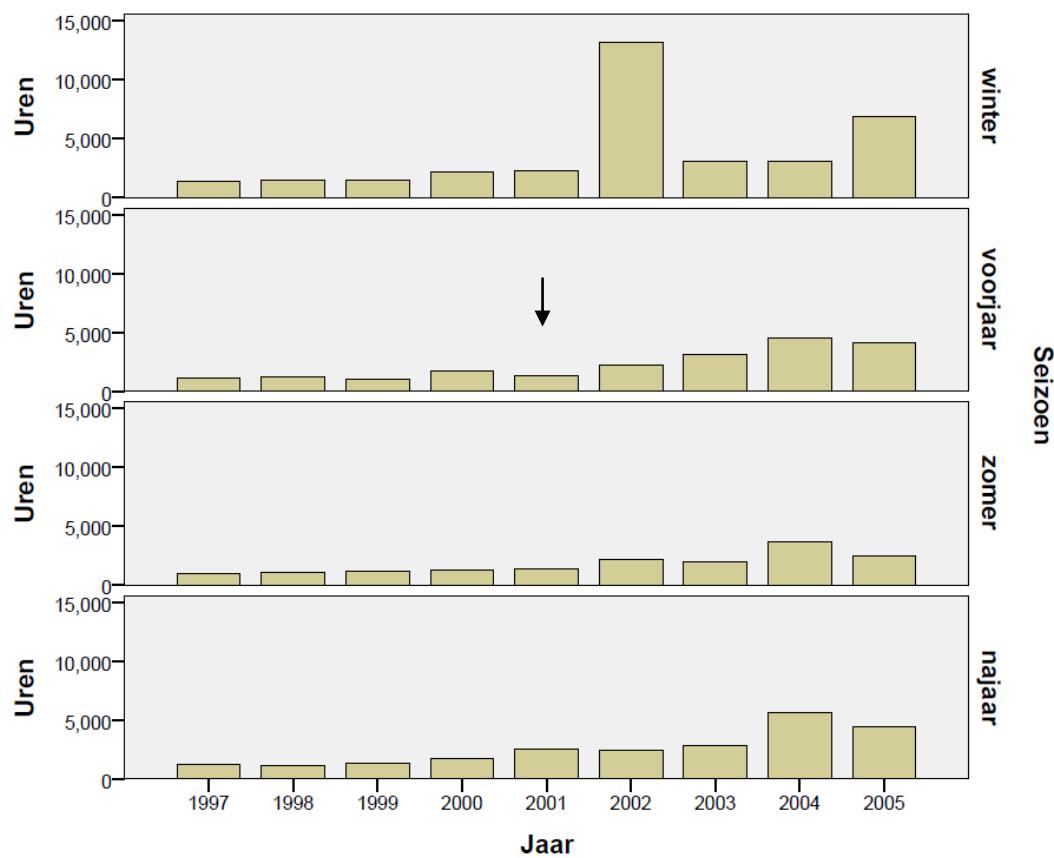
Figuur 2.5. De relatie tussen het verschil in vangstsnelheid in het najaar van 2001 ten opzichte van najaar 2000 per atlasblok, in relatie tot de afwijking in gespendeerde uren (dit betreft de afwijking in het aantal uren van het gemiddelde in de referentieperiode 1997-2001; delta_uren). Er is een zwak, maar significant negatief verband ($y = -0,034 - 0,001x$, tabel 2.2).



Figuur 2.6. De relatie tussen het verschil in vangstsnelheid in de winter vóór en ná de MKZ-periode per atlasblok, in relatie tot de afwijking in gespendeerde uren (dit betreft de afwijking in het aantal uren van het gemiddelde in de referentieperiode 1997-2001; delta_uren). Er is een zwak, maar significant negatief verband, $y = 0,28 - 0,002x$.



Figuur 2.7 De gemiddelde vangstsnelheid per atlasblok voor vijf atlasblokken in de Krimpenerwaard (atlasblok = 3823, 3824, 3832, 3833 en 3842) in Zuid Holland (West-Nederland). Het landgebruik in deze atlasblokken is gedomineerd door agrarisch gebied. De pijl geeft de MKZ-periode aan.



Figuur 2.8. Het totaal aantal ingezette uren in de gehele Krimpenerwaard in Zuid Holland (West-Nederland). Het landgebruik is gedomineerd door agrarisch gebied. De pijl geeft de MKZ-periode aan.

3 A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands

Running title: History of muskrat trapping in The Netherlands

Published in Pest Management Science

Emiel van Loon, Daan Bos, Caspara.J. van Hellenberg Hubar & Ron Ydenberg,

A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands

E Emiel van Loon,^a Daan Bos,^{b,c*} Caspara J van Hellenberg Hubar^d and Ron C Ydenberg^{d,e}



Abstract

BACKGROUND: The muskrat is considered to be a pest species in the Netherlands, and a year-round control programme is in effect. We aimed to evaluate the effectiveness of this programme using historical data on catch and effort collected at a provincial scale.

RESULTS: The development of the catch differed between provinces, depending on the year of colonisation by muskrat and the investment of effort (measured as field hours). The catch did not peak in the same year for the various provinces, and provinces that were colonised earlier in time took longer to attain the peak catch. Trapping resulted in declining populations, but only after a certain threshold of annual effort in trapping had been surpassed. On average, populations were observed to decline when the annual effort exceeded 1.4 field hours per km of waterway for several successive years. Having reached a phase of greater control, control organisations tended to reduce effort.

CONCLUSION: We conclude that control measures can make muskrat populations decline, provided that the effort is commensurate with the population size. Our study emphasises that experimentation is needed to confirm the causality of the findings, to establish the relation with damage or safety risk and to derive an optimal control strategy.

© 2016 Society of Chemical Industry

Supporting information may be found in the online version of this article.

Keywords: historical data; muskrat; pest species; population dynamics; trapping intensity

1 INTRODUCTION

Ecology has a long history of investigating harvest, driven mainly by its importance to commercial fisheries.¹ The true population of any harvested species is rarely known. It must be inferred from basic knowledge of population dynamics, the natural history of the harvested species and records of the catch and effort. In general, populations increase when the harvest effort is low and decline when effort is too high.² The absolute number of animals captured in the long term is highest at intermediate levels of trapping effort,³ namely the point at which the absolute growth rate of the population is highest. This is a desirable aim for a fishery ('maximum sustained yield', or MSY), and over the past 70 years much effort has been devoted to determining the level of fishing that will generate MSY.

However, there are other situations in which MSY is not the goal,^{4,5} or in which other desirable outcomes (conserving biodiversity, reducing bycatch) conflict with MSY. In the case of slowly growing organisms, the long-term economic gain obtained from overharvesting and investing the proceeds can exceed that obtained from sustainable harvest. Clearly undesirable when applied to whales or old-growth forests, overharvesting to reduce populations and thus lowering expenditures in the long run can be desirable when applied to pest and invasive species.

The muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) is native to North America and is considered an exotic species in Europe. It was first recorded in the Netherlands in 1941, evidently having spread from central Europe where it had been introduced as a furbearer. Basic reviews of its natural history and ecology are given by Perry,⁶ Boutin and Birkenholz⁷ and Heidecke and Seide.⁸ 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.⁹ Nowadays, muskrats are present

* Correspondence to: D Bos, Altenburg & Wymenga ecological consultants, P.O. Box 32, 9269 ZR Veenwouden, The Netherlands. E-mail: d.bos@altwym.nl

a Computational Geo-Ecology Group, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands

b Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden, The Netherlands

c Community and Conservation Ecology – Centre for Ecological and Evolutionary Studies, University of Groningen, Groningen, The Netherlands

d Resource Ecology Group, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands

e Centre for Wildlife Ecology, Department of Biological Sciences, Simon Fraser University, Burnaby, BC, Canada

everywhere in the lowlands of north-western Europe,^{10,11} and in some regions a control programme is in place. With how much conviction and by what strategy the control is implemented, however, vary greatly by region.

Muskrats have high reproductive potential. A pair produces on average three litters of approximately six young.¹² Mortality is high, especially in fall and winter. Population trajectories show great seasonal fluctuations,^{13,14} and there is also evidence for regular annual cycles on the North American continent.^{15–18} Muskrat populations are sensitive to extreme winter coldness and extreme variations in water levels (droughts and floods^{13,19}). Other factors influencing year-to-year variation in population levels include disease, predation and food abundance. In the absence of harvest by man, the densities may become high,^{9,13,14} with maxima varying by orders of magnitude between habitat and years. Although muskrats are generally site faithful, a varying proportion of young muskrats disperse from their natal site to settle at distances of several hundreds of metres or even multiple kilometres.^{20–23} Natality, mortality and dispersal are all affected by population density and show strong seasonal variation.^{13,14,24} However, these mechanisms are not necessarily straightforward: in some years, muskrats appear to tolerate much higher densities than in other years.¹⁹

Muskrats are semi-aquatic. The habitat available 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. Muskrats readily burrow into river banks, dykes 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.

The arrival of the muskrat in the Netherlands (1941) was anticipated for more than a decade. Laws banning the ownership or transportation of muskrats were passed and control programmes organised, so that measures could begin immediately the first animals were recorded. The history of the control programme is described by Barends,²⁵ van Koersveld²⁶ and Doude van Troostwijk.²⁷ Run initially by the national Plant Disease Service, detailed records were kept from the very beginning on the amount of trapping effort (man hours) and the numbers of animals killed (control programmes utilised lethal traps only; no poison was used; details are described by Plug²⁸ and Barends²⁹). Responsibility for the programme was later (1986) passed to the provinces, which in turn quickly passed its administration to the Dutch water authorities. These have divided the Netherlands into eight regions, each with its own muskrat control organisation.

The impetus for these control measures was to help maintain the physical integrity of the extensive system of dykes in the Netherlands. It is assumed that control measures lead to lower population size and less damage to the dyke system. Generally, population models predict that harvested populations have lower average densities than unharvested ones.³⁰ However, for the muskrat, no rigorous field studies have been conducted. Errington¹⁹ studied fur refuges in the American state Iowa, and found that muskrat density within refuges is generally higher than outside. Parker and Maxwell³¹ report on an experiment with controlled harvesting in different seasons and show that combined harvesting in spring and autumn leads to stronger effects on the muskrat population than harvesting in either autumn or spring alone. There are doubts about the effectiveness of muskrat control in Germany.³²

In spite of this lack of evidence, many authors have expressed the view that the dangers of muskrat in the Netherlands are so obvious that the need for intensive trapping requires no

discussion.^{25–27,33–35} However, 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. Hence, there is ongoing public debate within the Netherlands on the desirability and effectiveness of these control measures.³⁶ The American muskrat researcher Paul Errington introduced to ecology the notion of a 'doomed surplus',³⁷ which states that a (large) proportion of each year's production of young are doomed: those that predators do not catch die of starvation. Hence, it is possible that trapping effort would have no substantial population effects, because the animals are doomed in any case. Further, there may be alternatives to trapping that could mitigate or prevent damage. Finally, one can imagine scenarios in which an invasive population, such as that of the muskrat, would decline over time regardless of trapping effort, owing to changes in the predator community,³⁸ vegetation (cf. Danell³⁹) or disease.³⁷ For all these reasons, a careful analysis of the control programme's effectiveness is warranted.

The main aim of our analysis was a quantitative evaluation of how effective the control programme has been at reducing or reversing muskrat population growth. To achieve this, we have assembled data on the history of muskrat catch and control in the Netherlands from 1941 to 2013. The priority for and hence the budget allocated to control has varied over the years and between the various authorities, creating spatiotemporal variation in trapping effort, which allows for an evaluation of the relation between effort and catch. Our primary concern was therefore to establish whether the (relative) change in catches was dependent on effort. Secondary concerns related to the extent to which variation in catch could be attributed to differences among provinces, fluctuations in winter coldness or a regular population cycle, and whether the effort required to maintain control was lower than that required to gain control.

2 METHODS

2.1 Data collection

Data were assembled from annual reports published by the muskrat control organisations in the Netherlands. These reports detail the management organisation, the numbers of muskrats trapped and the effort (field hours) required to capture them. Data were available for the entire time series (1941–2013) for almost the entire country. Owing to the ongoing changes in organisation, the structure and detail available in the annual reports differed somewhat over the years. To help interpret these data, we interviewed past and present staff members, including trappers as well as the first coordinator of the national control programme. We aggregated data province by province, and used the 12 time series to investigate the effectiveness of the control programmes.

The data were incomplete and of variable quality. Some years had missing values for effort, because it could not be reliably estimated. For other years, assumptions had to be made to express effort in identical units. Prior to 1988, for example, field time was sometimes reported as the number of field staff. We converted this to field hours based on known values of field hours per staff member in other years within the same timeframe. Trapping was done both by professional trappers, enlisted by the organisations in charge of muskrat control, and by bounty hunters. The latter did not report their effort, so we assumed that the time required to capture an individual muskrat was on average equal to that of professional trappers. A detailed specification of assumptions is given in the supporting information.

Table 1. Practically defined ‘phases of control’ for muskrat management in the Netherlands

Situation	Muskrat trapped (n km ⁻¹ year ⁻¹)
Before the peak	Pre-invasion
	>0
After the peak	No control
	>0.35
	Sufficient control
	0.15–0.35
	Full control
	<0.15

For each province, the amount of muskrat habitat was expressed as kilometres of waterway, estimated for each province as the sum of (1) the length of linear waterways that carry water during more than 3 months of the year,² double the length of linear waterways that are wider than 6 m, and that cannot be crossed on foot (deeper than 1 m), and (3) the circumference of lakes and ponds.

The data were derived using Geographical Information System (GIS) maps for each province.⁴⁰ Winter coldness in each year was given as the Hellman figure, the positive sum of all daily mean temperatures below 0 °C between 1 November and 31 March (<http://www.knmi.nl>).

2.2 Analyses

Trapping effort was expressed as field time per kilometre waterway per year (h km⁻¹ year⁻¹), and catch as the number of muskrats caught per kilometre waterway per year (n km⁻¹ year⁻¹). For each province, the time series was divided into five ‘control phases’, based on a classification developed by the Association of Regional Water Authorities (Table 1). This classification identifies two phases prior to the ‘peak year’ (defined as the year with the highest catch) and three post-peak phases, based on the catch (n km⁻¹ year⁻¹). The phase preceding any catch at all is termed ‘pre-invasion’. After ‘invasion’ the catch in all cases rose, eventually reaching a peak that in 11 of 12 provinces exceeded 1.0 n km⁻¹ year⁻¹. Years with catch exceeding 0.35 n km⁻¹ year⁻¹ were designated ‘not under control’, those with catch between 0.15 and 0.35 were deemed ‘sufficiently under control’ and those with catch less than 0.15 n km⁻¹ year⁻¹ were deemed ‘fully under control’. The practical management objective was to reach the latter situation.

The catch and effort were summarised per province and per phase of control. Differences between provinces in the average annual effort in the various control phases after the peak were assessed using a linear mixed-effects model with the effort (response) as a function of catch (predictor), with province as a random effect. Effort was considered as a response variable in this case because it is a management decision to invest time in response to changing catches. Subsequently, possible relations between the duration of different phases of control were investigated. The degree of cyclicity in the time series was assessed using visual inspection of periodograms, and autocorrelation was evaluated via correlograms.⁴¹

The relative change in catch between successive years was calculated by subtracting the catch in year *i* from that in the following year (*i*+1) and then dividing by the catch in year *i*. The relation between relative change in catch and effort was evaluated in a series of linear mixed-effect models, considering winter coldness as a possible covariate and province as a random factor. In total, we evaluated four models: (1) a null model, with only province as a random intercept; (2) a model with effort as

predictor in addition to the random intercept per province; (3) a model with effort as predictor, but with both random intercept and random slope per province; (4) a model with both effort and winter coldness in addition to the random intercept per province. Models were assessed using their AICc values. All analyses were performed in R⁴² using the package lme4.⁴³

3 RESULTS

3.1 Initial invasion and growth of the control effort

The number of bounty hunters reached its maximum of 300 individuals in 1983, and declined to zero by 1992 as the national and provincial bounty systems were abolished (Fig. 1). Many former bounty hunters were later employed in the professional service operated by the State and the water authorities. In our interviews, bounty hunters reported that they did not change their trapping strategies under their new labour conditions. Catch and effort remained low until 1961, after which both increased rapidly from hundreds to thousands, and tens of thousands after 1966. At its peak in 1991, more than 430 000 catches were made by 431 trappers, a number that further increased to over 450 in 2004. The catch declined steeply after 2004, while effort remained approximately constant.

3.2 Differences in developments between provinces

The southern provinces were colonised first (Fig. 2). After initial invasion, muskrat populations expanded rapidly in the different provinces, and the control status went through successive phases (classified in Table 1). However, the progression showed great variation between provinces. For example, the province Noord-Brabant reached its peak in 1978, but Overijssel and Noord-Holland did not until 2005. The structure that became apparent in the data was a relation between time of invasion and time to reach peak catch per province: provinces that were invaded earlier took longer to reach their peak catch (Fig. 3). The catch peaked at an average level of 2.1 n km⁻¹ year⁻¹ (SD = 0.98, *n* = 12), but was higher in Zuid-Holland and Utrecht and lower in Noord-Holland, Overijssel, Noord-Brabant and Drenthe (Table 2).

There were no significant correlations between the year of invasion, peak year or the year in which sufficient control was attained. Neither was there any apparent spatial pattern in timing of the peak and the timing of attaining sufficient control that suggested the operation of some common external factor. For example, the province Friesland showed a strong decline in catch after 1994, while in the neighbouring province of Groningen the catch fluctuated around a high level until 2012 (see the supporting information). At neither the provincial nor the national level was there any sign of a dominant frequency in the periodograms or cyclicity in the autocorrelation that pointed to the presence of a regular population cycle.

Only four of the provinces attained the practical management objective of ‘fully under control’ (<0.15 n km⁻¹ year⁻¹) by 2013. The duration between the peak year and a situation of ‘sufficient control’ (0.15 < n km⁻¹ year⁻¹ < 0.35) was on average 16.9 years (SD = 10, *n* = 9), and also differed greatly between provinces. Fluctuations in the catch were prominent in some provinces but not in others (see the supporting information for more details). In all provinces, the control phases following the peak year were characterised by higher average annual effort (Table 2) than before the peak. The control organisations tended to invest less effort with a declining catch (fixed-effects part: effort = 0.63 + 0.12 catch,

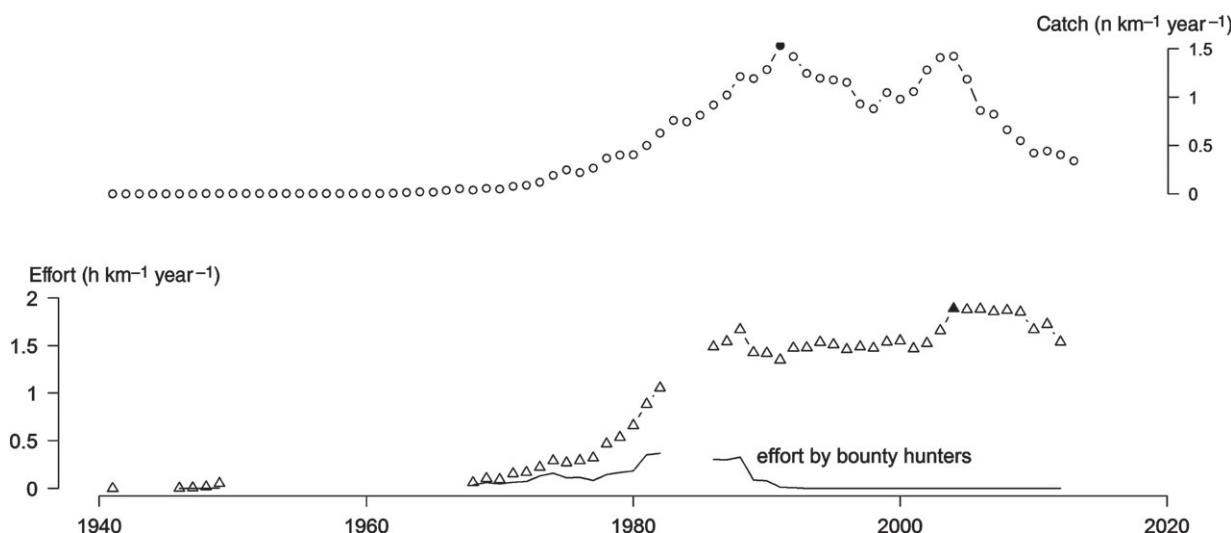


Figure 1. The number of muskrats trapped (dots, catches per km of waterway per year) and the effort (field hours per km per year) invested in the Netherlands as a whole, 1941–2013. Filled dots and triangles indicate the year with maximum values for the catch or the effort. Totals for each province are presented in the supporting information.

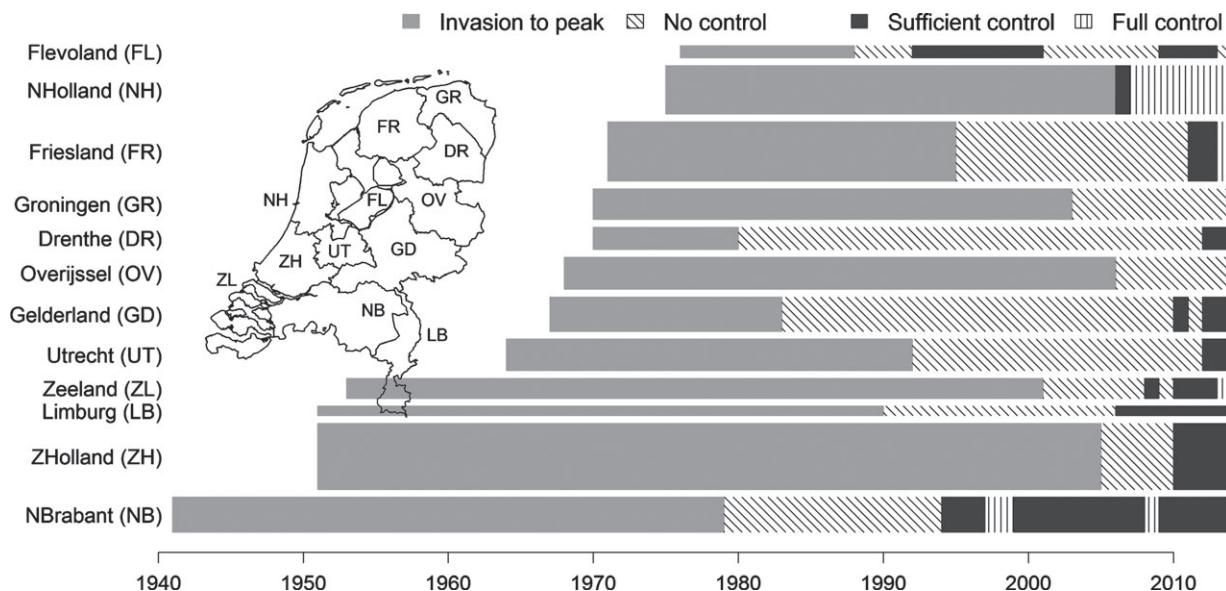


Figure 2. Timeline indicating the years when successive phases of muskrat control (defined in Table 1) were attained in each of the twelve provinces of the Netherlands. The height of each bar is proportional to the length of waterway in each province. Timelines begin with the year when muskrats were first registered ('invasion') in a province. The inset provides a map with the geographical boundaries per province.

$P < 0.0001$, conditional R^2 of 0.69; with random and normally distributed residuals).

3.3 Catch and effort

Trapping effort significantly affected the relative change in catch (Fig. 4). The model involving only effort as a predictor and province as a random effect was best supported by the data (Table 3), with a marginal R^2 of 0.29 and a conditional R^2 of 0.36. Also, the residuals for this model appeared to be random and normally distributed. Overall, the relative change in catch decreased with -0.295 (95% CI: -0.34 to -0.24) per hour increase in effort ($P < 0.000$, with a marginal R^2 of 0.29 and a conditional R^2 of 0.36). On average, the catch was observed to decline when the annual effort exceeded $1.4 \text{ h km}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The y-intercept (i.e. the relative change at zero trapping effort) had a value of 0.42 (95% CI: 0.33–0.51), indicating

the net population change without trapping. Three provinces had intercepts that were significantly different from this overall mean value ($P < 0.05$): Zeeland and Noord-Holland had lower intercepts (-0.13 and -0.12 respectively), while the intercept for Utrecht was higher ($+0.10$).

4 DISCUSSION

4.1 Trapping affects the population size

Our main result is that the relative change in muskrat catch is significantly reduced with increased trapping effort, strongly suggesting that trapping affects population size. Prior to the peak year, all the provinces showed increasing catches, in some cases lasting decades, in spite of generally increasing effort. Our interpretation is that, under these circumstances, field time limited

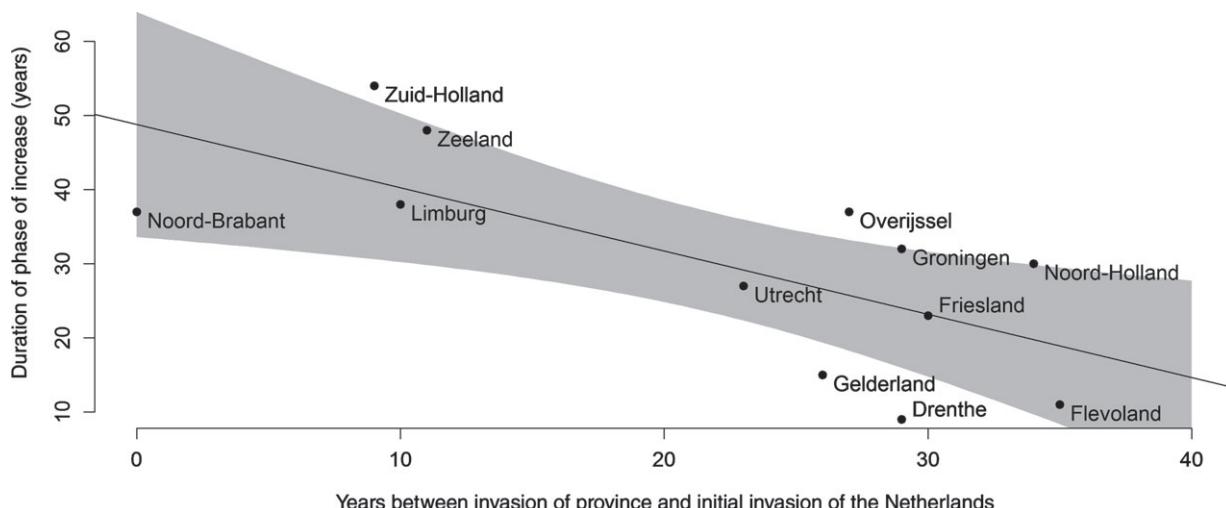


Figure 3. The relationship between the duration of the phase of increase ('invasion to peak' phase; years) and the numbers of years that had passed after the initial invasion of the Netherlands and the invasion of the province. The line $y = -0.85x + 48.8$ ($P = 0.01$, $R^2_{\text{adj}} = 0.43$) represents the linear regression model fitted. The grey area refers to the 95% confidence limits of this model.

Table 2. Average annual effort (field hours per km per year) for the Netherlands and per province (acronym in brackets) for the successive phases of control after invasion by muskrat, and the peak catch (number per km per year). No entry in a cell indicates that a level of control was not attained. The inset in Fig. 2 provides a map with province boundaries

Province	Effort per control phase ($\text{h km}^{-1} \text{year}^{-1}$)				Peak catch ($\text{n km}^{-1} \text{year}^{-1}$)
	Invasion to peak	No control	Sufficient control	Full control	
The Netherlands	0.6	1.6			1.5
Drenthe (DR)	0.5	1.4	1.2		1.1
Flevoland (FL) ^a	1.1	1.7	1.5		2.0
Friesland (FR)	0.7	1.4	1.4	1.1	2.5
Gelderland (GD)	0.9	2.1	1.8		2.2
Groningen (GR)	1.4	2.0			2.3
Limburg (LB)	1.0	1.7	1.6		2.1
Noord-Brabant (NB)	0.7	2.0	1.7	1.7	1.7
Noord-Holland (NH)	0.5		1.2	1.0	0.2
Overijssel (OV)	1.4	1.9			1.4
Utrecht (UT)	0.7	2.3	1.8		4.2
Zeeland (ZL)	1.0	1.7	1.6	1.3	2.5
Zuid-Holland (ZH)	0.9	2.3	1.9		3.1

^a Flevoland was established as a new province on land reclaimed between 1942 and 1968.

the catch, and effort was not intensive enough to cause a decline. After the peak, catch was limited by muskrat population size, and extra effort further depressed the population, reducing the catch in the following year.

Currently, from approximately 2004 to 2013, there was a considerable decline, and low catches in spite of high trapping effort generally point to low population sizes in the Netherlands. Experience from abroad and from within the country suggests that further decline is possible. In Friesland, the catch diminished from 2.4 to 0.1 $\text{n km}^{-1} \text{year}^{-1}$, which is less than half the Dutch average in 2013. In Flanders (Belgium), the catch also declined almost certainly owing to trapping, from well over 42 000 in 2001 ($>1.9 \text{ n km}^{-1} \text{year}^{-1}$, even without including data from catches by other parties) to 730 in 2013 ($0.03 \text{ n km}^{-1} \text{year}^{-1}$; Van der Weeën M, Vlaamse Milieumaatschappij, private communication). In the United Kingdom, an entire feral muskrat population was

eradicated in a campaign in the 1930s, after killing at least 4388 muskrats.⁴⁴

The data have a few shortcomings that should be recognised. The level of effort inferred from the data is not always exact, given changing interpretations of the concept of 'field time', and the trapping result (catch) is prone to reporting error. These inaccuracies are, however, assumed to be of minor importance relative to the large differences reported in space and time for both variables. From our interviews it appears that the dataset as a whole and our conclusions are sufficiently robust with respect to these sources of error.

4.2 Differences between provinces and other sources of variation

The slope of the relation between relative catch and effort did not vary between the provinces. In three provinces, different levels of effort were required to maintain a stable population

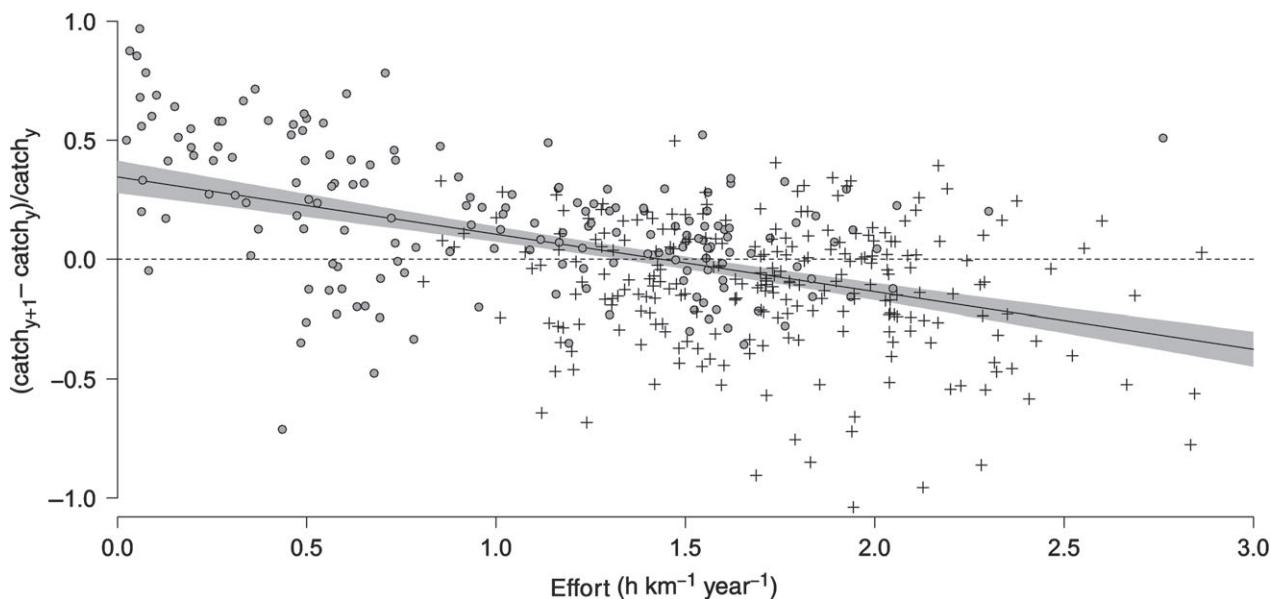


Figure 4. The relation between effort (x-axis, in field hours per km of waterway per year) and the proportional change in the number of muskrats caught. Each point represents a province–year combination ($n = 422$). Datapoints before (○) and after (+) the peak in a given province are indicated separately. The line $y = -0.295x + 0.42$ ($P < 0.000$, marginal $R^2 = 0.36$) represents the fixed part of the linear mixed-effects model (i.e. not taking the random intercept per province into account), with the grey area showing the 95% confidence limits.

Table 3. Ranking of models for the relative change in catch that were evaluated according to AICc values

Model ^a	K ^b	AICc ^c	ΔAICc ^d	AICcWt ^e
effort	4	116.8	0.0	0.82
effort-rndslp	6	119.9	3.0	0.18
effort + cold	5	133.3	16.5	0.00
null	3	1157.7	1040.9	0.00

^a The model set comprised a null model with only province as a random intercept (null), a model with effort as predictor in addition to the random effect of province (effort), a model with effort as predictor but with both random intercept and random slope per province (effort-rndslp) and a model with both effort and winter coldness in addition to the random effect of province (effort + cold).

^b K = number of free parameters in the model.

^c AICc = Akaike information criterion.

^d ΔAICc = difference between model AICc and AICc value of the best model.

^e AICcWt = AICc weights.

size or to make populations decline, in comparison with the other nine provinces. More effort was required in Utrecht and less in Zeeland and Noord-Holland. In addition, we have observed variation between provinces in the time of (initial) colonisation, the year of peak muskrat numbers and the year and size of peak catches.

The differences between provinces can be attributed to variation over time in the presence and population density of muskrats in neighbouring provinces and countries. We infer that this, in combination with geography, has greatly affected immigration rates over time. The province of Noord-Brabant was the first to be colonised by the muskrat,²⁵ because it was close to sources on the other side of the border with Belgium, where the muskrat had appeared earlier. The northern part of the province of Noord-Holland, on the other hand, has always been quite isolated and was colonised much later. Provinces also differed in habitat suitability for the

muskrat. Some provinces had much more suitable habitat or greater quantities. Utrecht and Zuid-Holland had the greatest density of waterways. In addition, a waterway in the low-lying peat meadows or peat moors of Utrecht and Zuid-Holland may have supported a greater density of muskrats than other landscapes, consistent with previous findings by Bos *et al.*⁴⁵

Further variation may be due to density-dependent factors. For example, both the ease with which animals can be captured (i.e. catch per unit effort) and the population growth rate likely vary with population density, perhaps non-linearly. The exact nature of the relationship is highly relevant from an economic point of view and deserves further elucidation. It seems to be progressively cheaper to maintain control at lower population density. This is corroborated by our finding that, in practice, lower investments were made as each new phase of control was attained. Knowledge of the relationship between costs and population size is a prerequisite for the proper calculation of an optimal control strategy.⁴ This will require experimentation.

Our 12 time series showed that the catch changed markedly when responsibility for the control programme passed from one organisation to another. Such delegation of responsibility often involved a change in management procedures. We identified 24 such management changes, three of which apparently led to a situation of diminished control, while in ten of these cases there were clear indications that the change in management was directly followed by a situation of greater control. There was no change following 11 of these cases. The control status generally increased when the water authorities assumed responsibility, but this was in all cases confounded with ‘time since invasion’, and often involved greater trapping effort, making it impossible to unravel the relative importance of the quality of management and quantity of trapping effort. We noted great variation in skill and motivation between individual muskrat trappers, and feel that such differences may be partially attributable to details of the organisation and its management, such as the extent to which individual trappers were supported to arrive at a coherent control

strategy. Further analysis of such differences in the quality of management and how these may have played a role in the Dutch muskrat control programme are beyond the scope of this paper.

Why did it take the provinces invaded first longer to reach peak muskrat density? This may to a certain extent be explained by the idea that the control organisations were able to slow down the invasion in the originally invaded provinces. Provinces invaded later had muskrats coming from multiple directions and in higher quantities, necessitating a quicker response in the investments of effort. They may also have learned from developments elsewhere in the country.

4.3 Possible confounding factors

The changes we have documented here have taken place over recent decades, but they are not the only changes that are potentially important to the population dynamics of muskrats. Although there are no indications of a general change in food availability, or the emergence of disease, the predator community has changed over the years studied. Foxes (*Vulpes vulpes* L.) have invaded the low-lying provinces,⁴⁶ and raptors have generally recovered from low numbers in the 1960s.⁴⁷ White-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla* L.) have settled in several nature areas.^{48,49} American mink (*Neovison vison* S.) are present, as they regularly escape from fur farms, though no viable population has established.⁵⁰ Hence, it is in principle possible that this factor could explain the overall decline of the muskrat in the Netherlands over recent decades. However, some areas in the country still have high numbers of catches (e.g. the province of Groningen) or indications of high population size (the nature reserve Oostvaardersplassen), even in the presence of all or most of these predators, and Bos and Ydenberg³ argue that the role of predation in the population regulation of muskrat in the Netherlands is small in comparison with the effects of trapping. This is in contrast to findings in Poland³⁸ (see below). It seems that the intense control measures are most likely responsible for the population decline.

4.4 The value of hunting bag statistics and the need for experimentation

Catch statistics have often been used to make inferences about population development. Long-term time series from the North American continent provide evidence for regular cycles in the populations of muskrat, differing regionally in cycle length and amplitude.^{15–18} There, hunting or trapping may be intense on a local scale, but current management regimes prevent overharvesting. In Poland, an analysis of the decline in the hunting bags of muskrat identified American mink predation as one of the most important factors affecting muskrat numbers.³⁸ The catch and effort data presented in this paper were previously used by Hengeveld⁵¹ and Matis *et al.*^{52,53} to describe the processes of biological invasion, and to explain models estimating population parameters such as birth and death rates. It would be extremely worthwhile to elaborate their quantitative population models. Belgian and British⁴⁴ data support our findings that populations can strongly decline owing to trapping, while an analysis of the German catch data has led to doubt about the effectiveness of Muskrat control in that country.^{32,54,55} We recommend assembling the data for these countries to help assess the costs of trapping at different levels of intensity and the differences between strategies and landscapes.

Our data are consistent with the hypothesis that the control measures affect population density, but the findings are not detailed

enough as yet to guide policy. As stressed in the Introduction, the Dutch control programmes originally arose owing to concern for the integrity of dykes. Hence, for policy purposes it is essential to establish the relationship between muskrat population density on the one hand and economical damage or safety risk on the other. It may also be helpful to quantify the publicly acceptable level of damage per region of interest. These gaps in knowledge hamper proper policy-making at the moment. As formulated before,³ the benefits that can be derived from guiding expensive control programmes like these with information derived from well-designed field experiments are likely to outweigh the costs of such research.

It is common to encounter situations with overharvesting in fisheries, or successful population reduction in pest management, but for muskrats in the Netherlands (and possibly Flanders) we have the unique situation that trapping effort is known and can be manipulated in the future. Such experimentation would lead to better insight into the causality of relationships and more precise models of optimal harvesting.

5 CONCLUSION

Control measures have an effect on muskrat populations, provided that the levels of investment are in adequate proportion to population size. The study emphasises the need for experimentation to confirm the causality of the findings, to establish the relation with damage or safety risk and to derive an optimal control strategy.

ACKNOWLEDGEMENTS

We greatly appreciate the input from two anonymous reviewers, Fred Barends, Jasja Dekker, Sjef Keustermans, Bob Litjens, Dolf Moerkens and Leo Wijlaars.

SUPPORTING INFORMATION

Supporting information may be found in the online version of this article.

REFERENCES

- 1 Haddon M, *Modelling and Quantitative Methods in Fisheries*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, FL (2011).
- 2 Begon M, Harper JL and Townsend CR, *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK (1986).
- 3 Bos D and Ydenberg R, Evaluation of alternative management strategies of muskrat *Ondatra zibethicus* population control using a population model. *Wildl Biol* **17**:143–155 (2011).
- 4 Clark CW, Optimal control theory in one dimension, in *Mathematical Bioeconomics: the Mathematics of Conservation*, ed. by Clark CW. John Wiley & Sons, Ltd, Hoboken, NJ, p. 368 (2010).
- 5 Robertson PA, Adriaens T, Lambin X, Mill A, Roy S, Shuttleworth CM *et al.*, The large-scale removal of mammalian invasive alien species in Northern Europe. *Pest Manag Sci* DOI: 10.1002/ps.4224 (2016).
- 6 Perry HR, Jr, Muskrats, in *Wild Mammals of North America*, ed. by Chapman JA and Feldhamer GA. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, pp. 282–325 (1982).
- 7 Boutin S and Birkenholz DE, Muskrat and round-tailed muskrat, in *Wild Fur bearer Management and Conservation in North America*, ed. by Novak M, Baker JA, Obbard ME and Malloch B. Ontario Trappers Association, Toronto, Canada, pp. 315–325 (1987).
- 8 Heidecke D and Seide P, Bisamratte *Ondatra zibethicus* (L.), in *Buch der Hege Band 1 Haarwild*, ed. by Stubbe P. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, Germany (1990).
- 9 Danell K, Introductions of aquatic rodents: lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. *Wildl Biol* **2**:213–220 (1996).
- 10 Le Louarn H and Quéré J-P, *Les Rongeurs de France: Faunistique et Biologie*, 3rd edition. Editions Quae, Versailles, France (2011).

- 11 Skyrienė G, Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. *Ekologija* **58**:357–367 (2012).
- 12 Moens R, Étude bio-écologique du Rat musqué en Belgique. *Parasitica* **34**:57–121 (1978).
- 13 Errington PL, On the hazards of overemphasizing numerical fluctuations in studies of cyclic phenomena in muskrat populations. *J Wildl Manag* **18**:66–90 (1954).
- 14 Clark WR and Kroeker DW, Population-dynamics of muskrats in experimental marshes at Delta, Manitoba. *Can J Zool* **71**:1620–1628 (1993).
- 15 Erb JD, Stenseth N and Boyce MS, Geographic variation in population cycles of Canadian muskrats (*Ondatra zibethicus*). *Can J Zool* **78**:1009–1016 (2000).
- 16 Erb JD, Boyce MS and Stenseth NC, Spatial variation in mink and muskrat interactions in Canada. *Oikos* **93**:365–375 (2001).
- 17 Haydon DT, Stenseth NC, Boyce MS and Greenwood PE, Phase coupling and synchrony in the spatiotemporal dynamics of muskrat and mink populations across Canada. *Proc Natl Acad Sci USA* **98**:13 149–13 154 (2001).
- 18 Estay SA, Albornoz AA, Lima M, Boyce MS and Stenseth NC, A simultaneous test of synchrony causal factors in muskrat and mink for returns at different scales across Canada. *PLoS ONE* **6**:1–8 (2011).
- 19 Errington PL, *Muskrat Populations*. Iowa State University Press, Ames, IA (1963).
- 20 Aldous SE, Muskrat trapping on Sand Lake national wildlife refuge, South Dakota. *J Wildl Manag* **11**:77–90 (1947).
- 21 Mallach N, Markierungsversuche zur Analyse des Aktionraums und der Ortsbewegungen des Bisams (*Ondatra zibethica* L.). *Anz Schadlingskde Pflanzenschutz Umweltschutz* **9**:129–136 (1971).
- 22 Caley MJ, Dispersal and inbreeding avoidance in muskrats. *Anim Behav* **35**:1225–1233 (1987).
- 23 Adelberg D, Ausbreitungsstrategien des Bisams *Ondatra zibethicus* (L. 1766) im Tal der unteren Hasen. Emsland, Universität Osnabrück, Osnabrück (2008).
- 24 Simpson MR and Boutin S, Muskrat, *Ondatra zibethicus*, population responses to harvest on the Old Crow Flats, Yukon-Territory. *Can Field Nat* **103**:420–422 (1989).
- 25 Barends F, The muskrat (*Ondatra zibethicus*): expansion and control in the Netherlands. *Lutra* **45**:97–104 (2002).
- 26 van Koersveld E, De Muskusrat, *Ondatra zibethica* L., in Nederland en zijn bestrijding. Plantenziektekundige Dienst, Wageningen, The Netherlands (1953).
- 27 Doude van Troostwijk WJ, The musk-rat (*Ondatra zibethicus* L.) in the Netherlands, its ecological aspects and their consequences for man. Rijksuniversiteit Leiden, Leiden, The Netherlands (1976).
- 28 Plug K, *Handboek Muskusrattenbestrijding*. Min LNV, The Hague, The Netherlands (1988).
- 29 Barends F, *Bestrijding van Muskusrat en Beverrat*. LCCM and TCM, The Hague, The Netherlands (2007).
- 30 Boyce MS, Sinclair ARE and White GC, Seasonal compensation of predation and harvesting. *Oikos* **87**:419–426 (1999).
- 31 Parker GR and Maxwell JW, An evaluation of spring and autumn trapping seasons for muskrats, *Ondatra-Zibethicus*, in Eastern Canada. *Can Field Nat* **98**:293–304 (1984).
- 32 Pelz HJ, Zur Geschichte der Bisambekämpfung Deutschland. *Mitt Biol Bundesanst Land-Forstwirtsch* **317**:219–234 (1996).
- 33 Kluyver HN, De bisamrat. *Versl Meded Plantenziektekundige Dienst Wageningen* **85**:1–32 (1937).
- 34 Ritzema-Bos J, De muskrat, bisamrat of *Ondatra (Fiber zibethicus* L.). *Tijdschr Plantenziekten* **23**:1–79 (1917).
- 35 Thijssen JP, De muskrat. *Levene Nat* **41**:348–349 (1937).
- 36 Zandberg F, de Jong P and Kraaijeveld-Smit F, Muskusrat. Op alternatieve wijze schade voorkomen. Bont voor Dieren, De Faunabescherming, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Dieren, The Hague, The Netherlands (2011).
- 37 Errington PL, Factors limiting higher vertebrate populations. *Science* **124**:304–307 (1956).
- 38 Brzezinski M, Romanowski J, Zmihorski M and Karpowicz K, Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. *Eur J Wildl Res* **56**:341–348 (2010).
- 39 Danell K, Short-term plant successions following the colonization of a Northern Swedish lake by the muskrat, *Ondatra zibethica*. *J Appl Ecol* **14**:933–947 (1987).
- 40 Landelijk jaarverslag 2007 muskus- en beverrattenbestrijding. Landelijke Coördinatie Commissie Muskusrattenbestrijding (LCCM), Tiel, The Netherlands (2008).
- 41 Legendre P and Legendre L, *Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling*, Vol. 24, 3rd edition. Elsevier Science BV, Amsterdam, The Netherlands (2012).
- 42 R: A Language and Environment for Statistical Computing. [Online]. R Core Team, Vienna, Austria. Available: <https://www.R-project.org/> [2 October 2015].
- 43 Bates D, Maechler M, Bolker M and Walker S, lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4. *R Package Version 1.1-9*. [Online]. Available: <https://CRAN.R-project.org/package=lme4> [2 October 2015].
- 44 Gosling LM and Baker SJ, The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biol J Linn Soc* **38**:39–51 (1989).
- 45 Bos D, van Belle J, van Wieren S, Ydenberg RC and Goedhart PW, Naar objectieve schatting van aantallen Muskusratten in Nederland. *Levene Nat* **111**:94–99 (2010).
- 46 Mulder JL, Vos *Vulpes vulpes*, in *Atlas van de Nederlandse Zoogdieren. Natuur van Nederland* 12, ed. by Broekhuizen S, Spoelstra K, Thissen JBM, Canters KJ and Buys JC. Naturalis Biodiversity Centre, Leiden, The Netherlands, pp. 236–238 (2016).
- 47 Bijlsma RG, Hustings F and Camphuysen CJ, *Algemene en Schaarse Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland* 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht, The Netherlands (2001).
- 48 van Rijn S, Zijlstra M and Bijlsma RG, Wintering white-tailed eagles *Haliaeetus albicilla* in the Netherlands: aspects of habitat scale and quality. *Ardea* **98**:373–382 (2010).
- 49 Boele A, van Bruggen J, Hustings F, Koffijberg K, Vergeer J-W and van der Meij T, *Broedvogels in Nederland 2013*. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen, The Netherlands (2015).
- 50 Dekker JJA and Hofmeester TR, The status of the American mink (*Neovison vison*) in the Netherlands. *Lutra* **57**:5–15 (2014).
- 51 Hengeveld R, *Dynamics of Biological Invasions*. Chapman and Hall, London, UK (1989).
- 52 Matis JH and Kiffe TR, Effects of immigration on some stochastic logistic models: a cumulant truncation analysis. *Theor Popul Biol* **56**:139–161 (1999).
- 53 Matis JH, Kiffe TR and Hengeveld R, Estimating parameters for models from birth-death-migration abundance data: case of spatio-temporal muskrat spread in the Netherlands. *J Agric Biol Environ Statist* **1**:40–59 (1996).
- 54 Halle S and Pelz HJ, Zur Effizienz der Bekämpfung des Bisams (*Ondatra zibethicus*) anhand von Fangdaten aus dem Land Bremen. *Z Angew Zool* **77**:204–218 (1990).
- 55 Pelz HJ, Spread of the muskrat in the Federal Republic of Germany. *Bull OEPP* **14**:153–157 (1984).

4 An experimental perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in The Netherlands.

Daan Bos, Altenburg & Wymenga ecological consultants. P.O. Box 32, NL-9269 ZR Veenwouden, The Netherlands, and Community and Conservation Ecology group, Centre for Ecological and Evolutionary Studies, University of Groningen.P.O. Box 11103, NL-9700 CC Groningen, The Netherlands - e-mail: d.bos@altwym.nl.

Emiel van Loon, Computational Geo-Ecology group, University of Amsterdam. E. vanloon@uva.nl

Erik Klop, Altenburg & Wymenga ecological consultants. P.O. Box 32, NL-9269 ZR Veenwouden, The Netherlands

Ron Ydenberg, Wageningen University, Resource Ecology Group, Postbus 47, NL-6700 AA, Wageningen, The Netherlands, and Centre for Wildlife Ecology, Department of Biological Sciences, Simon Fraser University Burnaby, British Columbia, Canada V5A 1S6SFU - e-mail: ydenberg@sfu.ca.

Corresponding author: Daan Bos. Phone: 00 31 511 474764

Running title: Experimental evaluation of Muskrat control

Summary

1. Muskrats are considered a pest species in The Netherlands, and a year-round control programme is in effect. The Muskrat control programme offers excellent opportunities for applied biological studies.
2. Temporally and spatially, there is great variation in the number of Muskrat harvested. This is attributable to landscape factors and –presumably- historical Muskrat control effort.
3. This study reports on a unique large scale management experiment in The Netherlands to study the effect of manipulating harvest intensity of Muskrat (time invested in trapping) on catch rate. The experiment took place in 117 atlas squares of 5*5 km, selected in a stratified random way.
4. There was a positive correlation between time spent trapping and number of animals caught, substantiating that catch is determined by effort.
5. Catch rates co-varied strongly in space, and varied between seasons, being higher in autumn than in spring.
6. The development of catch rate over time differed between experimental atlas squares, but could not be related to experimental treatments, or any of the environmental variables identified before. This experiment thus did not provide evidence for the role of quantity of effort on Muskrat populations.
7. We identified several mechanisms that may have attenuated differences in trapping effort on local Muskrat populations studied. We suggest that the spatial context and –scale, as well as the effectiveness of time spent trapping, are more important than previously thought. The experimentally assigned change in effort was presumably not

sufficient to provide an experimental evidence for the hypothesised effects given the spatial scale of the plots.

8. 'Synthesis and applications'. In regions where the publicly acceptable level of damage will be exceeded in the absence of Muskrat control, trapping should be continued. In those regions it is recommended to strive for low population levels of Muskrat by a coherent control strategy over large spatial scale. It should be recognised that quality of effort and management is of great importance, requiring continued investments in coordination, skills and motivation. New research effort should focus on disentangling the role of quality of effort invested versus its quantity.

Key words: Muskrat, *Ondatra zibethicus*, pest species, management experiment, trapping, catch rate, spatial context

Introduction

The Muskrat *Ondatra zibethicus* was introduced from North-America to Europe in the early 20th century. Muskrats dig burrows in banks and dikes (Barends 2002; BCM 2006) and may pose a safety threat to low lying regions of parts of North Western Europe by doing so. The strength and longevity of dikes decline when more burrows are present and numbers of burrows are assumed to be related to population levels of Muskrat. The burrowing activities primarily increase flooding risks (Bayoumi & Meguid 2011). Additionally, accidents with passing vehicles, machinery or cattle may occur when the top of a dike or a bank is depressed due to Muskrat burrows. Finally, there is documented economic damage for agriculture, fisheries, and the maintenance of waterways and water infrastructure (Litjens 1981; Gaaff *et al.* 2007). Due to these safety risks and economical damage, significant resources are spent to control Muskrat populations in The Netherlands (van Loon *et al.* 2016), Belgium (VMM 2010) and Germany (Pelz 1996). In 2015, a total of 447 specialised Muskrat trappers were enlisted in The Netherlands alone. Including organization overhead and capital costs, the financial costs of this program are 35 M€.yr⁻¹.

As is the case for the sustainable management of wildlife populations, management for control or eradication should be based upon ecological theory. Knowledge concerning age-structure, mating system and density dependence is necessary to optimize the harvest or trapping strategy (c.f. Kokko 2001). For decision making in conservation (Dunning *et al.* 1995; Akcakaya *et al.* 1999) as well as in pest management (Stenseth *et al.* 2001) the use of population dynamic models is advocated. Ecological theory predicts that populations will decline when the harvest intensity (in this case trapping intensity) is above a certain threshold (Begon *et al.* 1986). In this paper we define trapping intensity as the catch in proportion to the number of animals that contribute to reproduction. Trapping effort is defined in terms of the amount of time invested in trapping. The effectiveness of trapping is defined in terms of the effect on the average standing population. Effectiveness of trapping has a quantitative and qualitative aspects; qualitative aspects are related to skills, motivation, timing, coordination, teamwork and materials used, many of which may be strongly affected by the management. The effectiveness of an hour spent trapping is presumed to depend on landscape, terrain and meteorological conditions, time of year, in interplay with the abilities of the individual trapper and the population density of Muskrat.

A question is, what effort is required to make populations of Muskrat decline, and whether it is possible in practice to arrive at the levels of trapping intensity in different types of landscape to do so. There are explicit doubts among animal welfare organizations (Zandberg *et al.* 2011) and scientists (Halle & Pelz 1990; Pelz 1996) about the effectiveness of current control

programmes in The Netherlands and Germany. Using a stage-structured stochastic meta-population model Bos & Ydenberg (2011) investigated different strategies of control, and used that analysis to identify the major gaps in knowledge that hamper proper policy making for Muskrat management. Amongst other, their model predicted that a strategy in which most effort is exerted in winter and spring may result in lower population sizes than a year-round strategy. They also predicted that intensifying harvest would lead to lower numbers of animals killed in the medium and longer term than more extensive harvest rates. This prediction is corroborated by the finding in van Loon *et al.* (2016), that the proportional change in Muskrat caught declines with increasing effort. Van Loon *et al* conclude that trapping effort is one of the most influential variables affecting population size. Their results are however correlational, based on an historical analysis of data on catch and effort. Experimentation is required to obtain better insight in the causality of relationships and more precise models of optimal harvesting. Field information on the status of current Muskrat populations and the effectiveness of the control measures are a prerequisite when discussing alternative strategies of control or the need of any control at all. This paper therefore aims to provide such information, and test the predictions by Bos & Ydenberg (2011) using a large scale management experiment in The Netherlands.

Current Muskrat management in The Netherlands

Muskrats are caught on a year-round basis in The Netherlands, all over the country. All trapping means are mechanical and no poison is used (Plug 1988; Barends 2002). Muskrats are mostly caught with drowning cages and 110" conibear traps. Drowning cages are often placed in culverts connecting different waterways and are then called fykes. The use of different means varies between seasons, management units and years. In this study we will not discuss the details of these trapping means, and their respective use under different circumstances, yet these differences may explain part of the variation in harvest efficiencies among sites.

Muskrat catch and effort is known on a 4-weekly basis for geographical units of 5x5 km (called 'atlas squares' in the rest of this paper), which cover the entire country with a regular grid. Muskrat population control is regionally organised by 'Regional Water Authorities', which enlist specialised Muskrat trappers (Barends 2002; van Loon *et al.* 2016). On a national level, Muskrat population control activities are coordinated by the 'Dutch Water Authorities'. This body oversees the maintenance of all waterways and associated structures.

Large scale field experiment

The water authorities generally use the catch data and trends therein to allocate harvest efforts. In this study, they have gone one step further and manipulated effort purposefully to assess the effectiveness of the current Muskrat population control program, based upon the model in Bos & Ydenberg (2011). Experimental variation was created in time invested in trapping, presumably one of the most influential independent variables, and additional information was gathered on sex ratio and age of Muskrat caught as well as on damage by burrowing. Given the country-wide set-up, the size of the experimental plots, the number of replicates and the combination of people of all professions involved, we believe this is one of the larger planned ecological field experiments in history.

Here we evaluate the results of this experiment pertaining to the effectiveness of the control program. Our aim is to assess whether and how trapping effort affects the subsequent catch. The experiment was designed to test for the differences between (i) increased (+30%) and decreased (-30%) effort; and (ii) between a 'year-round' strategy and a strategy in which more time is temporally allocated to winter & spring, by allocating less effort to the summer (June –

September) months. In a parallel manuscript (chapter 6, van Hemert *et al.* in prep.) we present measures of the damage attributable to muskrats caused by burrowing in banks and dikes.

Our hypotheses are: 1) that increasing harvest effort will lead to declining catch rates in subsequent years (Bos & Ydenberg 2011), 2) that temporal allocation of effort to winter and spring will result in a stronger negative effect on development in catch rates than year-round allocation of effort.

Materials and methods

Muskrat biology

The Muskrat is a semi-aquatic animal that feeds mostly on aquatic vegetation, but shows great plasticity in its diet. It is native to North America and considered an exotic species in Europe. Basic reviews of its natural history and ecology are given by Perry (1982), Boutin & Birkenholz (1987) and Heidecke & Seide (1990). The quality of habitat is likely to be defined by factors such as water depth, length of shoreline, vegetation community, land use and soil type. Its reproductive potential is impressive. A pair of Muskrats produces on average three litters of approximately six young (Moens 1978). Mortality is high, especially in autumn and winter. Muskrat populations are sensitive to extreme winter coldness and extreme variations in water levels (droughts and floods; Errington 1954; Errington 1963), situations that hardly occur in The Netherlands. Other factors influencing year-to-year variation in population levels include predation (Brzezinski *et al.* 2010), food abundance and disease, which are thought to be mediated by social intolerance (Errington 1956; Errington 1963). Although Muskrats are generally site-faithful, a varying proportion of young Muskrats disperses from its natal site to settle at distances of several hundreds of meters or even multiple kilometers (Aldous 1947; Mallach 1971; Caley 1987; Adelberg 2008). Natality, mortality and dispersal are all affected by population density and show strong seasonal variation (Errington 1954; Simpson & Boutin 1989; Clark & Kroeker 1993). However, these mechanisms are not necessarily straightforward: in some years, Muskrats appear to tolerate much higher densities than in other years (Errington 1963).

Dataset

Data on the Dutch Muskrat control program has been systematised in the following way since 1987. The entire country is divided into 2202 squares of 5 by 5 km (henceforth 'atlas squares'), based on the national Dutch map projection (ref.), and each year is divided into 13 periods of 4 weeks each ($4 * 13 = 52$). For each atlas square and 4-week period the number of muskrats caught and killed (n), and the harvest effort (h), as numbers of hours spent trapping in the field are recorded. Harvest effort includes travelling time within the catch area, but does not include holidays, organization, overhead and the production of materials. For each of the atlas squares, we acquired basic abiotic information: prevailing soil type (source: Alterra soil type map, 2006) and total length of waterway present (km). The latter is an approximation of the amount of Muskrat habitat, and was estimated for each atlas square as the sum of: 1) the length of linear waterways that carry water during more than 3 months of the year; 2) double the length of linear waterways that are wider than 6 m, and that cannot be crossed on foot (deeper than 1 m); 3) the circumference of lakes and ponds. The data were derived using Geographical Information System (GIS) maps for each province (LCCM 2008).

Selection of experimental units

We classified soils into four classes based on lutum content and the amount of organic material of the dominant type in each atlas square: Clay (lutum > 25%), Sandy clay (lutum 8-25%), Sand (lutum < 8 %), and Peat (organic material > 35%). Prevailing soiltype is tightly correlated to length of waterway. From the 2202 atlas squares, we selected 117 squares for inclusion in

the experiment in a stratified random way, in several consecutive steps. First we selected those atlas squares with known soiltype, and in which landcover was not dominated by water or urban area and where any catches had been made. For the remaining selection of 947 squares, we calculated the annual mean values for catch (n/y) and effort (h/y) over the years 2009-2011. These atlas squares were clustered in three logical strata, based on mean catch, effort and length of waterway using the two-step cluster algorithm in SPSS 20. There was a stratum with many atlas squares ($n = 701$, see table 4.1) characterised by limited effort, catch and length of waterway, a stratum with few atlas squares ($n = 76$) characterised by a high effort, catches and length of waterway and an intermediate group ($n = 460$).

Assignment of treatments

Within each of these three strata, we chose 39 five-km-squares to arrive at a sample size of 117.

Table 4.1. The characteristics of the three strata of 5 km-squares in The Netherlands with regard to the annual average catch of Muskrat, effort and linear length of waterway.

Stratum	Name (sample size)	catch (n/y)	effort (h/y)	length of waterway (km)
1	little water & few catches (701)	27	145	93
2	middle group (460)	124	480	285
3	lot of water & many catches (76)	796	1730	506

Twelve atlas squares were deliberately selected. These atlas squares were of interest for a side question, related to the known presence of measures for the prevention of Muskrat damage over a certain length of waterway. These preventive measure are limited in scale and can safely be assumed not to affect the capacity for accommodating Muskrat at the scale of the entire atlas square. The remaining 102 atlas squares were chosen randomly, such that for the 12 pre-selected and 102 randomly chosen atlas blocks together, 39 fell in each stratum. In three cases the selected atlas squares were replaced by a random neighboring atlas square within the same stratum to reduce the length of shared borders. Just before the field trial started, two atlas squares were replaced by random others within the same stratum because of (a-posteriori) information that a large scale change in land use would render the atlas square unsuitable for the experiment.

To assure a homogeneous spatial distribution of the treatments, the selected atlas squares were ordered based upon stratum and spatial position and divided in groups of three. Then, we assigned two treatments 'EFFort (EFF)' and 'TEMPoral allocation (TEMP)' randomly to each of these groups. EFF has three levels 1) 'INCRease by 30%' 2) 'CONtrol (no change in effort)' and 3) 'DECRease by 30%', in comparison to the field effort (h/y) in the preceding reference period (November 2011-October 2012). TEMP has two levels 1) NO and 2) YES. With TEMPoral allocation the effort in the summer season and the first month of autumn (wk 21-36) is limited to 20% of the annual effort. TEMP was assigned to eighteen atlas squares with 'INCRease' in EFF and eighteen atlas squares with 'DECRease' in EFF, in six randomly chosen groups (see table 4.2). Map 4.1 presents the spatial distribution of selected atlas squares in relation to stratum.

The experimentally assigned change in effort was the result of a careful weighing of risks, costs and the presumed ability to detect the hypothesised effects. The scale of the experimental units chosen compares favourably to that in field studies abroad (e.g. Clark & Kroeker 1993), is much larger than the size of reported home range of Muskrat (e.g. Caley 1987), and coincides with current registration of catches.

Table 4.2. The number of 5 km-squares per treatment and stratum

Stratum	Name	EFFort manipulation	DECease	CONtrol	INCrease	
		TEMPoral allocation	no	yes	no	no
1	little water & few catches		7	6	13	7
2	middle group		7	6	13	7
3	lot of water & many catches		7	6	13	6

Given that the efficacy of trapping effort is assumed to depend on an interplay between landscape, meteorological conditions, population density of Muskrat and abilities of the individual trapper, no prescriptions were made with regard to the type of strategy, the nature of traps, and the timing of effort other than what was defined under the treatment 'TEMP'. The nature of the experiment was carefully communicated to the trappers, emphasizing that their position as an employee would be independent from developments within experimental atlas squares or the immediate surroundings. The experiment took place between January 1st 2013 and 31st December 2015.

In the field, trappers registered their catch and effort following standard procedures. During the experiment they also registered, where possible, the age and sex of every individual caught. Gender was assigned based on inspection of reproductive organs. Young animals were distinguished from adults on the basis of length and weight. All animals were by definition considered 'adult' after January 1st until the next reproductive season, unless there were clear arguments for the contrary. In addition all animals showing signs of reproduction were classified as adult.

During the experiment we maintained records of relevant independent developments in each of the atlas squares, and at the end of the experiment we conducted a survey among the responsible staff asking for qualitative data that could help with the interpretation of the results. These qualitative data relate (1) to the general developments in land management, (2) the incidence of potentially dangerous situations for public safety, 3) a general indication of control style over the experimental period ('passive', 'active' or 'in-between', as related to the emphasis placed on the use of drowning cages versus spring-traps), 4) changes in staff or control style and 5) a judgment of quality of invested effort in the last year of the experiment. The latter was a figure between 1 (poor) -10 (excellent), assigned by the regional team leader.

Analyses

The original data on catch and effort were aggregated into four seasons, Winter (week number 45-8, Spring (wk 9-20), Summer (wk 21-32) and Autumn (wk 33-44), while summing catch and effort. The implementation of the treatments was assessed by comparing the realised effort with the experimentally prescribed effort on an annual basis (for the EFF treatment), and the fraction of realised effort spent in the summer (for the TEMP treatment). Next, for explorative purposes, the development of the catch and catch rate for all the data in the Netherlands were summarised in sequences of maps and through spatial and temporal correlograms.

The inferential analyses were subsequently conducted on the experimental atlas squares. Seasonal catch rate (n/h) was calculated by dividing catch over effort. Neighbouring catch rate was defined as the average catch rate in the same season in 8 surrounding atlas squares, while historical catch rate was the average catch rate in the same season for the three years prior to the experiment. We constructed a variable 'Time' by numbering each season consecutively from Winter 2012/13 onwards. We assessed the change over Time in seasonal

catch rate per atlas square by systematically comparing linear effects models of different complexity with a null-model that contained atlas square as a Random Factor and Season as a Fixed factor. Linear time and treatments EFF and TEMP were subsequently included as covariates. Other covariates that were considered were stratum, predominant soil type, the Water Authority responsible for the Muskrat control in the respective atlas square, neighbouring catch rate, historical catch rate and quality of invested effort. We explicitly tested our first hypothesis by evaluating the interaction between EFF and linear time. A representative set of models that were evaluated is listed in table 4.3. Models were assessed using their AICc values. After fitting the models, the residuals of the model (or models) that were best supported by the data were checked for normality, and the level of significance of the coefficients was assessed. For the model(s) that appear to be supported by the data we analysed structure in the residual against all predictor variables, as well as length of waterway and stratum. We tested for spatial autocorrelation in the residuals and the slopes using semi-variograms.

For presentation purposes and parallel analysis on a global level, we also assessed the change over time in a more simple procedure by linear regression of seasonal catch per unit effort (n/h) over Time. Note that assessing change in catch, without correcting for effort can yield strongly misleading results because allocation of effort may vary between seasons over the years. The estimated slopes for these regressions correlated tightly to the random slopes estimated in the parallel mixed effect modelling procedure (Spearman correlation = 0.88, $p < 0.001$). The trends over time, as given by the linear regression models per atlas square, were classified into 'inclining', 'declining' and 'undefined' trends, based upon slope and significance ($p < 0.05$), and presented on a map. The resulting trends were tabulated in a contingency table, showing trend class against treatment, and tested for differences between treatments using Fisher's exact test. Changes in sex and age-ratio of the catch per period were modelled using binomial GLM with period and treatments (EFF and SEA) as fixed factors. Analyses were performed in R (R Core Team 2015), using package lme4 (Bates *et al.* 2015).



Ron Ydenberg uitkijkend over een Zuid Hollandse polder, waar vaak kwetsbare keringen omheen liggen. (foto A&W).

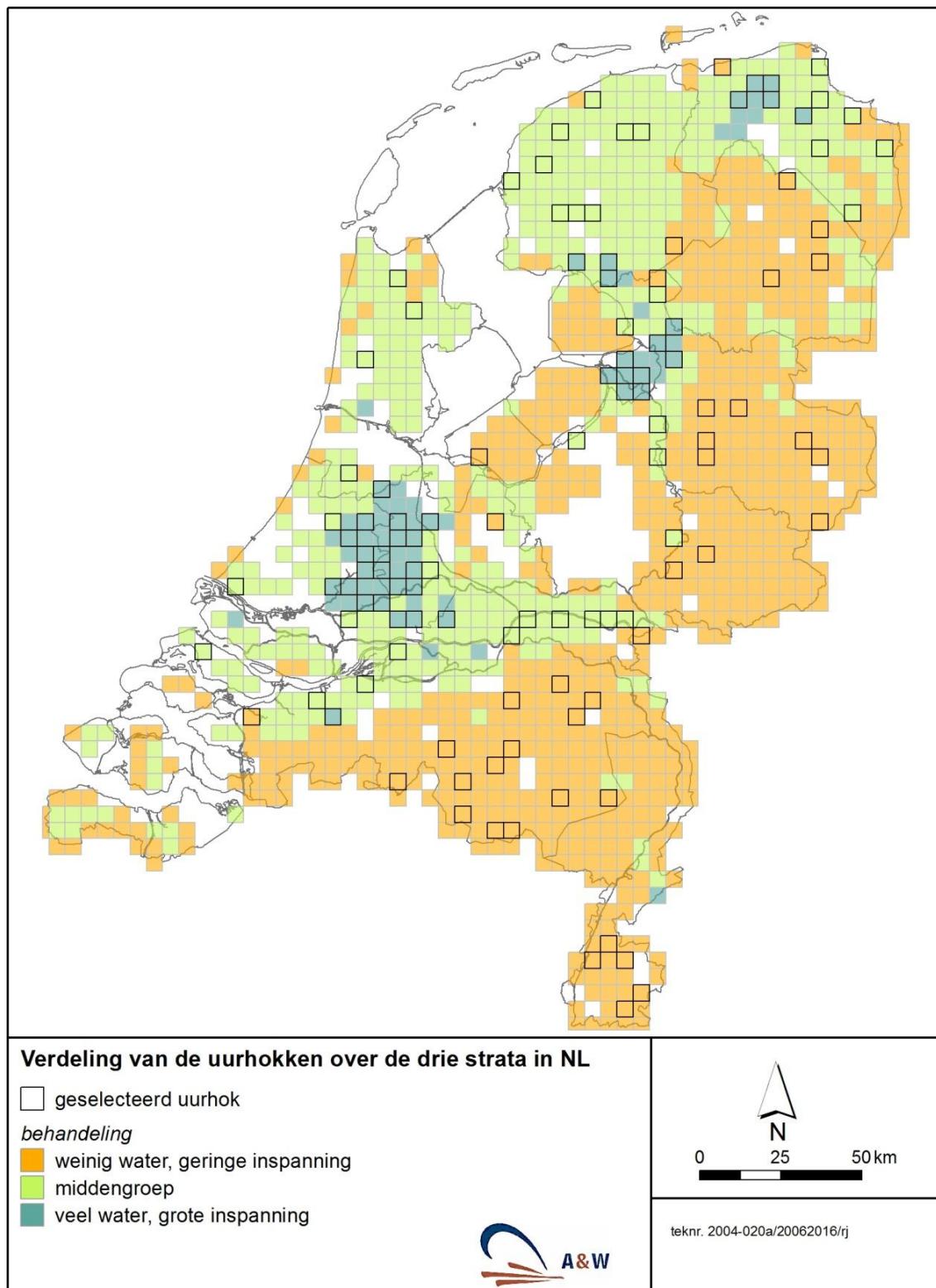


Figure 4.1. Spatial distribution of selected 5 km-squares in relation to stratum

Results

Implementation of treatments

The EFF treatment was implemented as prescribed (fig. 4.2). Expressed relative to the reference period, effort differed strongly between the treatments, with the reduced effort treatment $26\% \pm 8$ s.e. lower, while the median value under the increased treatment was $29\% \pm 4$ s.e. higher.

The application of the TEMP treatment was in practice not much different from the 'year-round' treatment. The objective was to expend 20% of the total effort during the summer season and the first month of autumn. In atlas squares with 'allocated' trapping, 21% ± 2 s.e. was spent during the summer period and the first month of autumn. On average, this was only $5.2\% \pm 1.2$ s.e. lower than under 'year-round' trapping (Figure 4.3) and there was a lot of variation within and among atlas squares. There was no difference in the percentage of time spent in the summer within the selection of atlas squares that had 'No' temporal allocation (fig. 4.3, left panel).

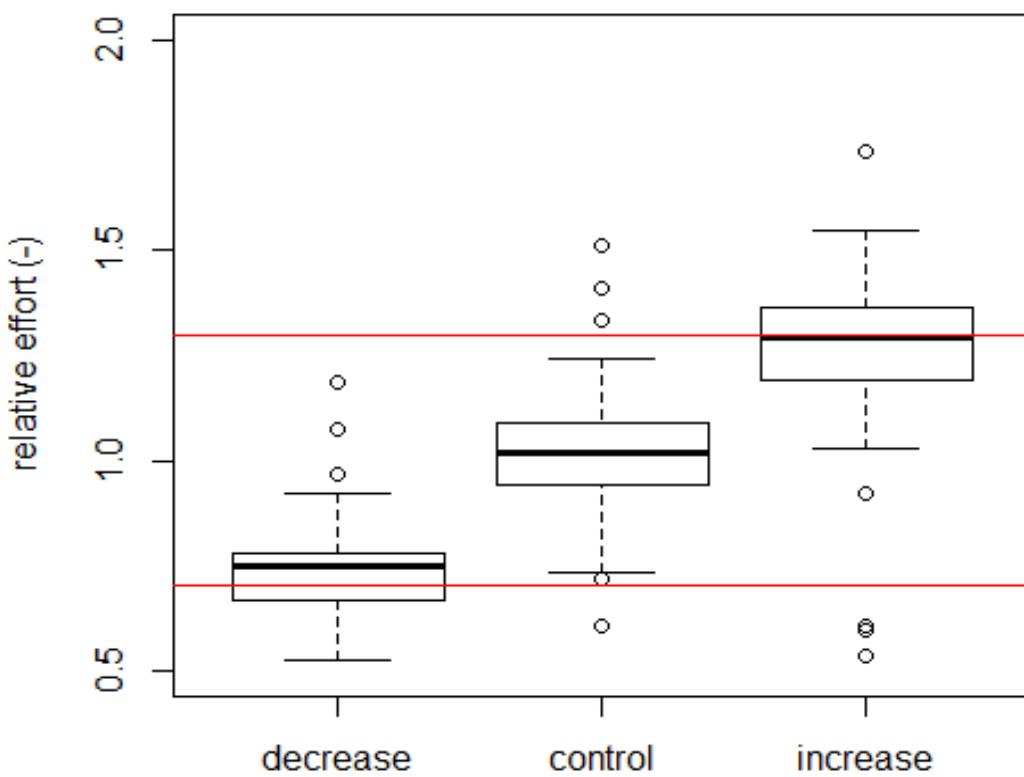


Figure 4.2. The experimental 'effort' treatments were successfully if not perfectly implemented. Effort (measured in trapping hours per kilometre waterway per year) during the experiment (2013-2015) is expressed relative to that expended during the reference period Nov 2011 - October 2012. Mean effort is 1.86 ± 0.11 s.e h/km/y. The upper and lower horizontal red lines show the target levels for the 'increase' and 'decrease' treatments, respectively. Shown are Box-Cox plots, with N=39 for each treatment.

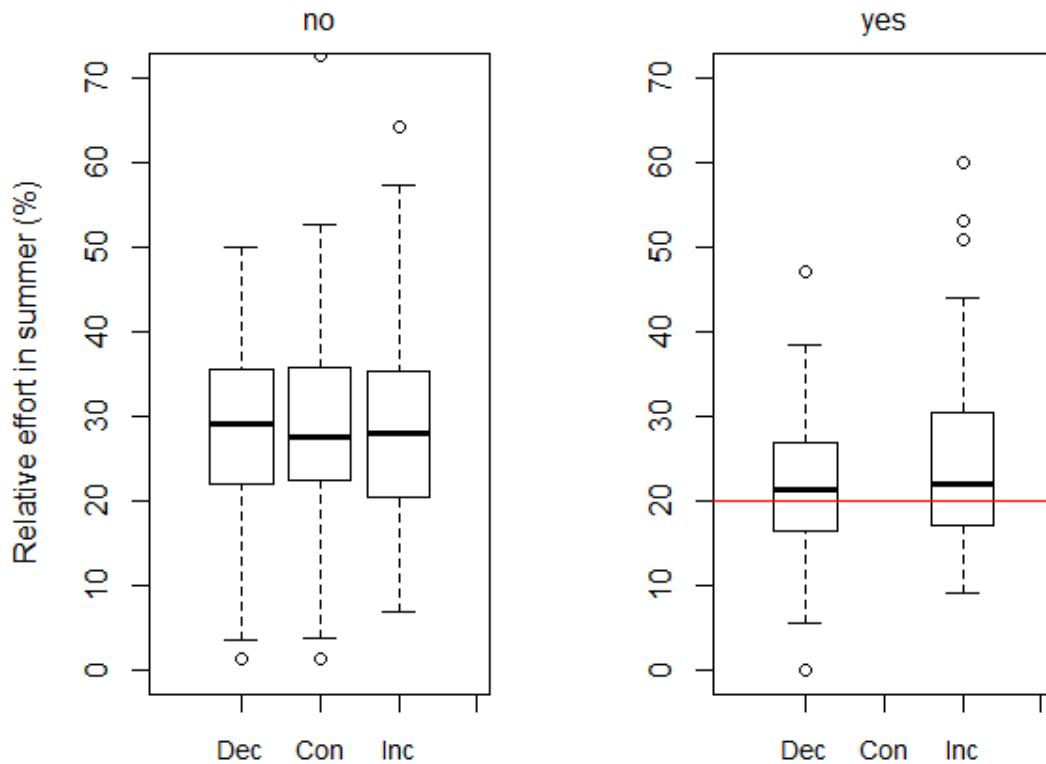


Figure 4.3. The experimental ‘temporal’ treatments had only modest implementation success. Shown are the percentages of the total annual effort (trapping hours per kilometre waterway) during the experiment (2013-2015) expended over the summer season for the experimental units with no TEMP treatment (no constraints on time allocation over the year, left) and the TEMP treatment (objective to spend of no more than 20% of the effort during the summer period, right). Even though the objective was to allocate only 20% of the effort during summer (horizontal red line), this modest goal was not fully reached and the variation was large. The variance of relative effort in summer was smaller among the units with the TEMP treatment than those without. Shown are box plots.

Absolute number of catches

The absolute number of catches in the Netherlands as a whole during the study period declined from 97,000 to 89,000 annually. This is historically low, given the fact that ever since 1978 the catch has been above 100,000 animals while the maximum catch was 434,000 in the year 1991. The absolute number of catches varies between atlas squares in the experiment from 0 to 3,534 Muskrat caught. Nationally there are clear regional differences in catches (figure 4.4). The low-lying peat and clay areas in the north- east (province of Groningen), the delta of the river IJssel (province of Overijssel), and the province of Zuid-Holland have been responsible for the majority of catches during the study period. For reference the absolute number of catches in the year 1991 is given in figure 4.4 as well, to illustrate the point that the experiment took place in a time frame with limited catches, during which entire areas, that used to have abundant catches, could now be considered ‘under control’ (c.f. van Loon *et al.* 2016). It is interesting to note that the province of Friesland, only 20 years ago, was responsible for 102,000 catches and that 42,000 catches were made in the province of Noord-Brabant in 1978, while these provinces now have very low catches. There is high spatial and temporal autocorrelation in the catch data (see fig. 4.4 and fig. 4.5). A positive correlation exists between

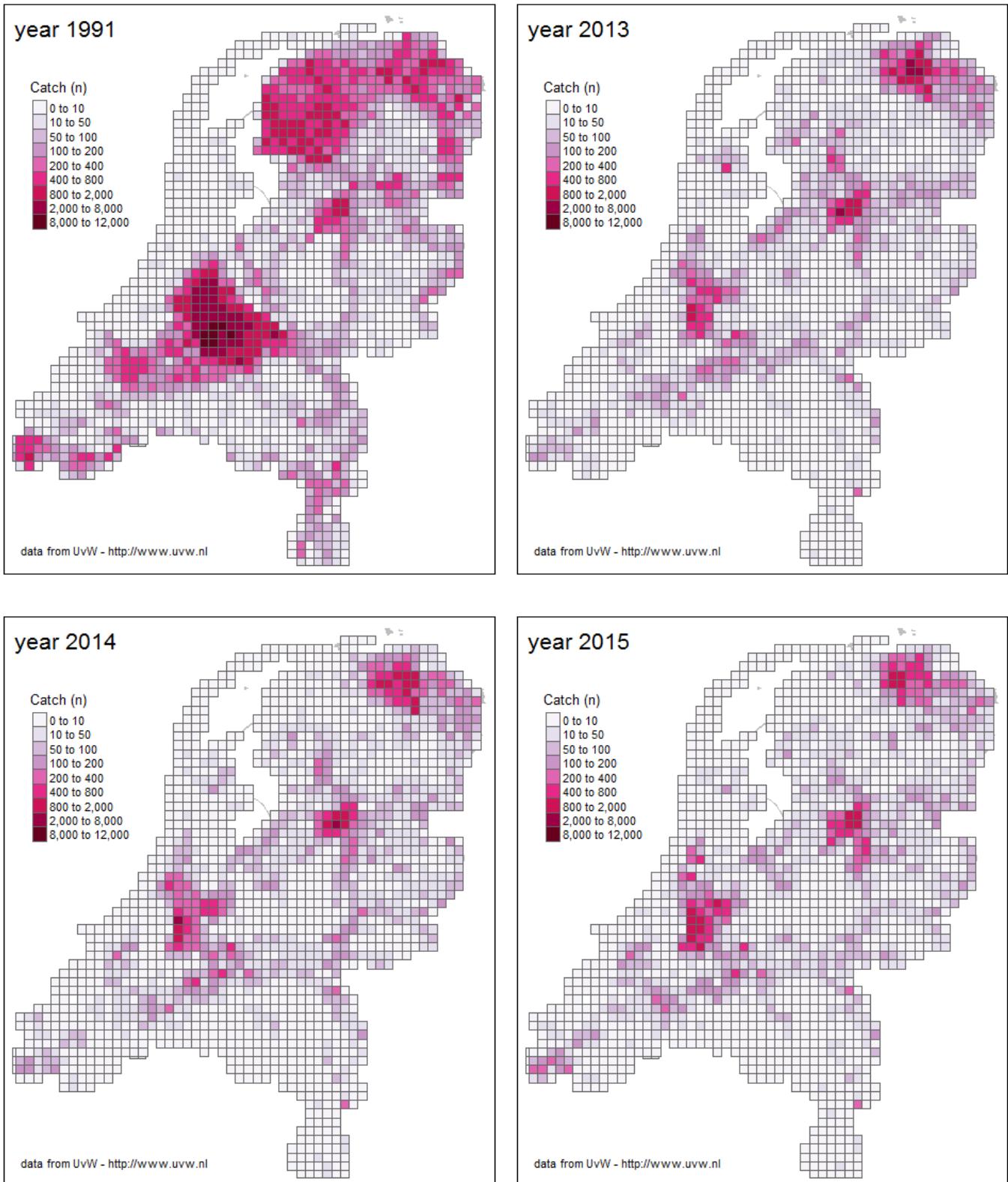


Figure 4.4 Absolute number of annual catches per atlas square during the study period in comparison to the year 1991. Inset: provinces in the Netherlands, GR is Groningen, FR is Friesland, DR is Drenthe, OV is Overijssel, NH is Noord Holland, FL is Flevoland, ZH is Zuid Holland, UT is Utrecht, GD is Gelderland, ZL is Zeeland, NB is Noord Brabant, LB is Limburg.



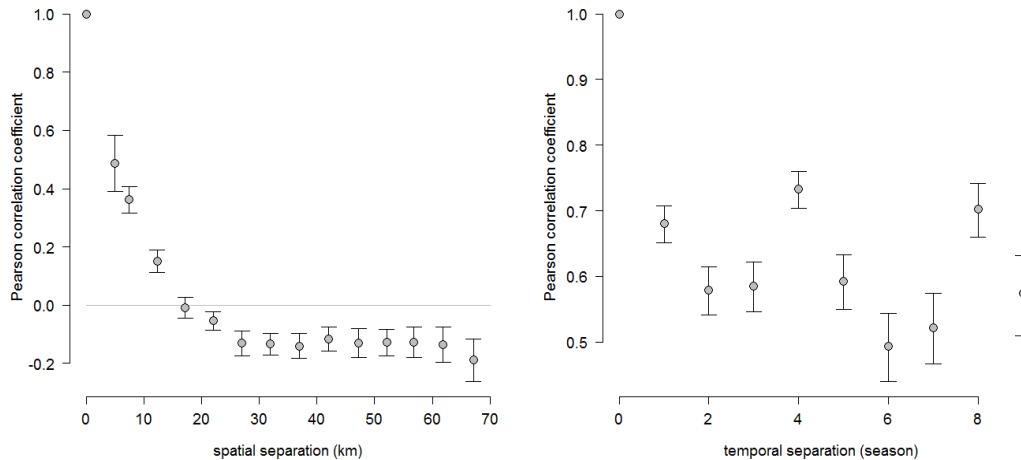


Figure 4.5. The degree of spatial and temporal auto correlation between catches in all atlas squares in the Netherlands with known catch data ($n = 1521$) in the year 2015, as given by two correlograms. The left panel indicates that up to a distance of at least 10 km, the catch can be considered spatially correlated. The right panel supports the statement that the catch is correlated over time and also shows a clear seasonal effect.

time spent trapping and the number of animals caught; the Pearson correlation coefficient is 0.72 for annual catch data in all atlas squares in the Netherlands during the experimental study. Also a positive relation exists between catch and the catch per unit effort (Pearson correlation of 0.33, considering seasonal catch data in all atlas squares). In both cases the correlations are highly significant

Catch and developments in catch rate

The model comparison between linear mixed effect models (viz. table 4.3) indicated no overall trend in Time. The average catch rate in the experimental atlas squares was 0.24 Muskrat per hour spent in the field, at current population levels. The model that was best supported by the data contained a random slope of catch rate over Time, per atlas square. Comparing the residuals of this model against the predictor variables, length of waterway, stratum, as well as space did not reveal an additional structural model error. The results of the single best model are given in table 4.4. The residual of this model appeared to be normally distributed and did not show any structural deviations in relation to the response variable, predictor variables, as well as length of waterway and stratum.

Both the catch rate in the eight neighbouring atlas squares during the period of interest and the catch rate in the three years before the experiment were strongly positively related to the observed catch rate. However, the two predictors are strongly correlated (correlation coefficient = 0.67) and their effect thus difficult to disentangle with the current data. But the parameter estimates suggest that the effect of neighbourhood catch rate is twice as big as that of historical catch rate (see table 4.4). Season explains part of the variation, with higher catch rates in autumn than in spring. The models do not provide support for effects of the experimental treatments EFF and TEMP upon the trend in Time. EFF however, had a small additive effect, with lower catch rates under INCRease in effort. Including Regional Water Authority, Soilttype, or Stratum, as alternative or additional predictor variables did not improve the model.

*Table 4.3 Representative list of models evaluated, based on the AICc criterion. The models are ranked from smallest AICc values upwards. We consider the models within an approximate range of 2 from the smallest AICc value to be supported by the data. All models with any support (AICc-weights>0) include a random slope per atlas square (As). For the model that was best supported by the data (**in bold**), the marginal R^2 equals 0.40, while the conditional R^2 equals 0.59. Dependent variable is catch rate(n/h), independent variables were Season, Time, Neighb (catch rate in the eight neighbouring atlas squares), Hist (catch rate in the three years before the experiment for the same season), EFF (treatment EFFORT), TEMP (treatment TEMP), Rwa (Regional Water Authority), Soil (predominant soiltype). K = number of free parameters in the model, AICc = Akaike Information Criterion, Delta_AICc = difference in AICc with best supported model, AICcWt = weight of AICc, Cum.Wt = cumulative weight of AICc.*

name	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt
Season+Hist+Neighb+EFF+(Time As)	12	220	0.0	0.62	0.62
Season+Hist+Neighb+EFF*Time+(Time As)	12	223	2.2	0.2	0.82
Season+Hist+Neighb+(Time As)	10	224	4.1	0.08	0.9
Season+Hist+Neighb+TEMP*Time+(Time As)	13	225	4.2	0.08	0.98
Season+Hist+Neighb+Stratum +(Time As)	12	228	7.8	0.01	0.99
Season+Hist+Neighb+Soil +(Time As)	13	228	7.8	0.01	1
Season+Hist+Neighb+Rwa +(Time As)	30	247	26.4	0	1
Season+Hist+Neighb+EFF+Time +(1 As)	11	356	135.6	0	1
Season+Hist+Neighb+EFF*Time +(1 As)	13	359	138.6	0	1
Season+Soil+Rwa +(Time As)	31	460	239.3	0	1
Season +(1 As)	6	617	397.1	0	1

*Table 4.4. Fixed effects of the model of seasonal catch rate in the experimental atlas squares, that was best supported by the data (see table 4.3). Season+Hist+Neighb+EFF+(Time|As), marginal R^2 0.40, conditional R^2 0.59. Significance levels: *** = 0.001, ** 0.01, * = 0.05.*

Parameter	Estimate	Std Error	df	t-value	Pr(> t)	significance
Intercept	0.03	0.03	194	1	0.23	
Spring	-0.04	0.02	1304	-2	0.04	*
Winter	0.00	0.02	1319	0	0.82	
Summer	-0.02	0.02	1360	-1	0.18	
History	0.32	0.04	1158	8	0.00	***
Neighbourhood	0.63	0.05	669	13	0.00	***
decrease in effort	0.03	0.03	107	1	0.32	
increase in effort	-0.06	0.03	107	-2	0.07	.

As mentioned, there was no overall trend in catch rate over Time, but individual atlas squares showed significant linear trends in 29 individual (linear regression of seasonal catch per unit effort). The seasonal catch rate rose in 14 and declined in 15 five-km-squares. The trend was undefined in 98 five-km-squares (table 4.5, fig. 4.6 C). The slope was independent from both treatments (TEMP and EFF) as judged from the contingency table of categories of trends, confirming the results from the linear mixed models (table 4.5, Fisher's Exact Test for Count Data: n.s.).

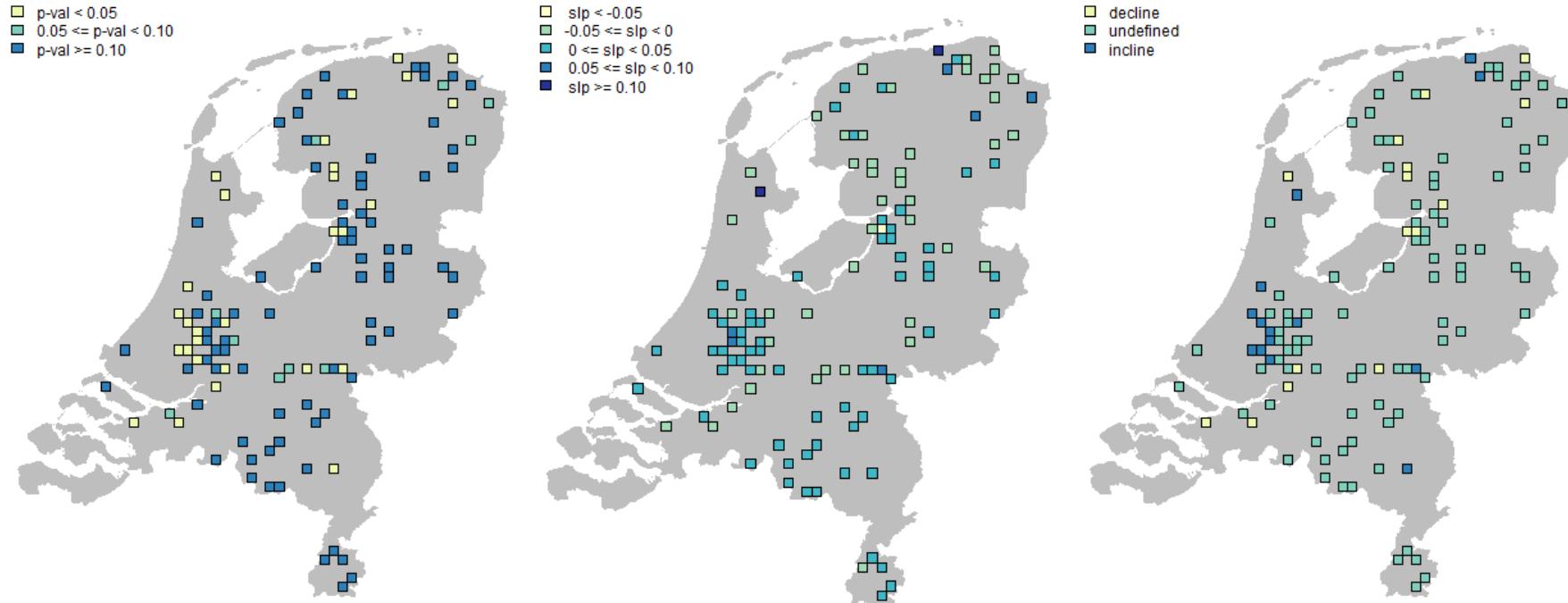


Figure 4.6. The development in seasonal catch over time in the atlas squares subjected to the experiment. Categories of A) significance, B) slope, and C) classification in to trends for fitted linear models over time.

Table 4.5. Contingency table of categories of trends, showing the frequency of occurrence of different trend classes (decline, undefined and inclining trends in catch rates) against TEMP and EFF.

EFF	TEMP allocation	Decline	Undefined	Incline
DECrease	No	2	18	1
	CONtrol	7	26	6
	INCrease	2	14	5
DECrease	Yes	2	14	2
	INCrease	2	16	

The undefined trends were mainly found in regions where absolute catches were low. In 31 cases there were zero or < 10 Muskrat catches throughout the experimental period. Quite a particular case was atlas square 2144 where increasing catch rate (n/h) in the first two years of the experiment, changed to decreasing catch rate as of winter 2014, resulting in a non-significant linear trend over the study period as a whole. In fact a non-linear model, as given in fig. 4.7, would better describe the details of the development in catch rate for this particular atlas square..

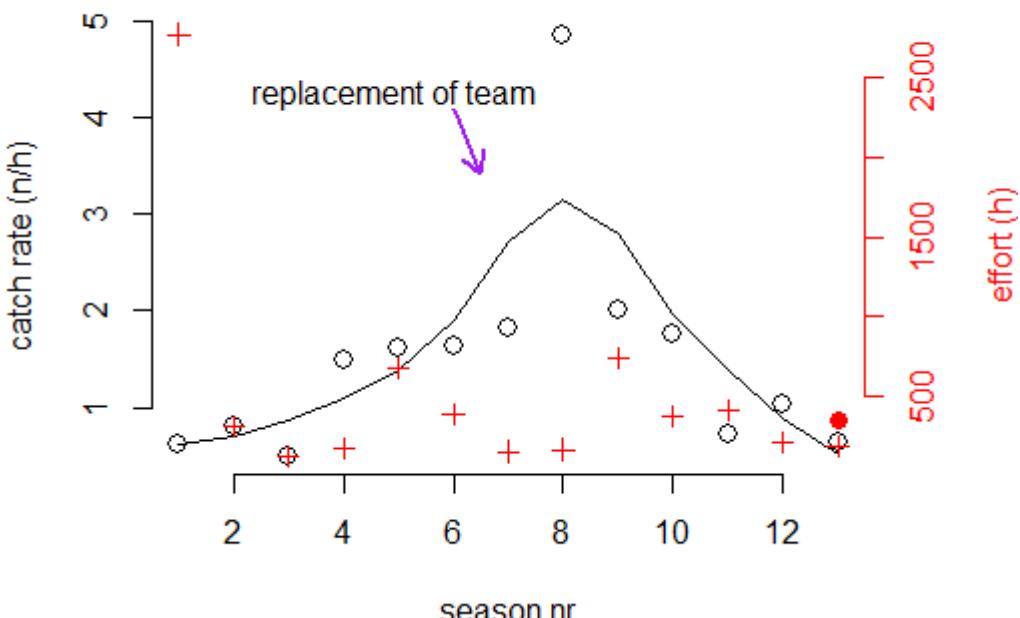


Figure 4.7 The seasonal catch rate (open circles) over time and the seasonally invested effort (red plus signs) for atlas square 2144 (DEC) in polder Mastenbroek, IJsseldelta. With LOESS a non-linear model is fitted through the values of catch rate. As of April 2014 (mid season 6) the local team of trappers responsible for Muskrat control in this atlas square and the neighbouring squares was replaced to try and counteract the developments observed in the field.

A large proportion of the positive trends in 'atlas squares' was located near to each other (map 4.6c), in the peat areas in the middle-west of the country (province of Zuid Holland), embedded in an area with generally a high number of catches (maps 4.4). Two other atlas squares with soil type clay and inclining trend in the north of the country are also close to each other, and surrounded by areas characterised by a high number of catches. Declining trends have apart from a few exceptions, been found in the clay and peat areas in Friesland, the IJssel delta and in the west of Noord-Brabant.

Sex and age composition of the catch

The sex ratio in the catch was practically constant over the year. The fraction of males in the catch is generally $57\% \pm 15$ s.e., slightly increasing to $63\% \pm 22$ s.e. in periods 4 and 5 (April and May, see fig. 4.8 A). There was no difference in age composition between experimental treatments (Binomial GLM, based on $n = 60859$ captured animals in 100 five-km-squares, treatment n.s.).

The age composition of the catch strongly changes over the year in accordance to the reproductive season(s). The fraction of the catch consisting of young is low in the first five months of the year (see fig. 4.8 B), but quickly increases to 70% in period 8 (period 1 is January). Binomial GLM models with period as predictor performed equally well as more complicated models with both treatments EFF and TEMPoral allocation (based on $n = 61681$ captured animals in 100 atlas squares).

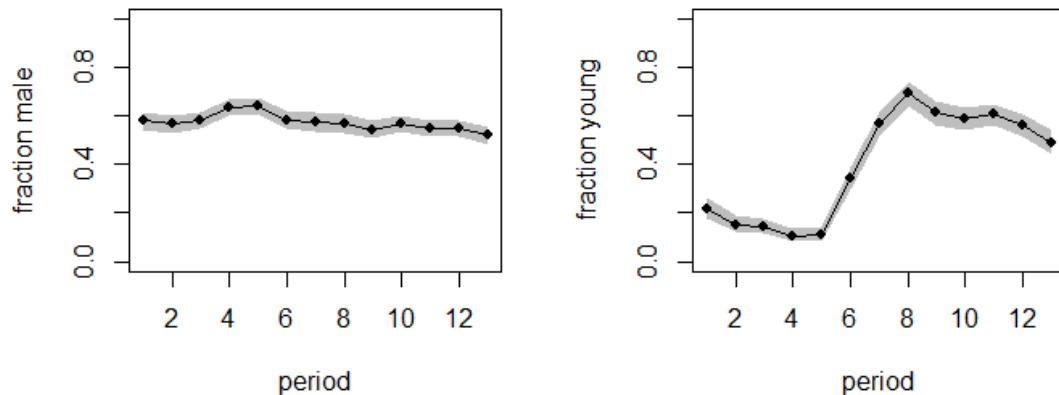


Figure 4.8. Sex and age composition of the catch in 100 experimental atlas squares. A) The development in the fraction male Muskrat caught in the experimental atlas squares during the years 2013-2015 and B) the fraction of young in the catch over time (13 periods of 4 weeks). The curves are a result of binomial GLM's of ratio against period. The confidence intervals have been mapped on the scale of the linear predictor, and then back transformed by applying the inverse of the (binomial) link function.

Qualitative information

For several atlas squares we have qualitative information that is potentially related to the observed developments. The non-linear trend in atlas square 2144 (DEC, fig. 4.7), for example, followed after a change in field staff and increased emphasis by the management on control for that particular atlas square and its surroundings. Management issues are relevant everywhere, but particular groups of cases have surfaced (1) in the middle-west of the country, where a re-organisation caused unrest, signs of a lack of motivation were not uncommon, and a coordinator was replaced, (2) the north-east of the country, where there was a turmoil related to a recent management change from Province to Water Authority in 2012, and (3) the IJssel delta, where an entire team was replaced halfway the experiment. Finally, (4) there are many regions, e.g. Friesland, Noord-Brabant and Noord-Holland where trappers and management are generally proud of what has been achieved over recent years. Given the recent history in catches we are tempted to believe that these are also the regions where the number of Muskrat present is strongly limiting the catch, while in other regions the available time may be limiting the catch.

In three atlas squares the land management changed over such a spatial scale that it can be suspected to have complicated Muskrat control. Two cases, the large scale development of new nature areas near the Zuidlaardermeer (atlas square 1255, DEC), and the digging of a parallel river branch along the IJssel (atlas square 2725, DEC), were associated to an undefined trend. In one case, urban development near the city of Utrecht (atlas square 3146, INC) was associated with a strong positive increase in catches.

The general control style was 'active' in 73, 'undefined' in 15 and 'passive' in 29 atlas squares. In the atlas squares with an overall 'active' style, $74\% \pm 3$ s.e. of catches was made using conibear traps or analogous equipment, whereas in the atlas squares with an overall 'passive' style $31\% \pm 3$ s.e. of the catches was made in such traps and the remainder in drowning cages or fykes. Control style was not associated to observed trends in catch rate.

The reported judgment of the quality with which time has been invested is generally considered good (7.6 ± 0.1 s.e.), with a few low ratings related to health problems of a trapper involved, miscommunication with the team manager or the investment of time during an ineffective period.

Discussion

In this study we have reported results from a muskrat control experiment that was carefully designed to represent the Dutch territory, with exclusion of large water bodies and urban concentrations, well. Our aim was to assess population development from the change in catch rate, and assess damage caused by burrowing of Muskrat for a range of population densities (next chapter, van Hemert *et al.* in prep.). For this we assumed, a positive relation between population density and seasonal catch rate (Catch per Unit Effort, CPUE) for a given atlas square. We have been able to identify 29 significant trends in time over the course of the experiment. In 31 five-km-squares the trend was undefined because there were hardly any Muskrat caught, which almost certainly indicates near absence of the species. Interestingly, quite contrasting trends were to be observed under all treatments.

Under TEMPoral allocation we expected a stronger negative effect upon catch rate in seasonal (allocation = yes), as compared to the contrasting yearround treatment (allocation = no). However, the treatments hardly differed in practice. Therefore we shall not further speculate about possible explanations for the absence of an effect with regard to TEMPoral allocation.

There were, however, considerable differences between the levels of treatment 'Effort', but no systematic difference in change in catch rate over time. In our view, the experimentally assigned change in effort was not sufficiently large to provide an experimental evidence for the predicted impact of different levels of trapping effort on Muskrat harvest in subsequent years, given the spatial scale of the plots. Assuming that ultimately an effect of the quantity of trapping is detectable, we suggest that two main mechanisms are responsible for an attenuation of the signal: 1) random noise in the data (e.g. differences in quality of trapping effort and other individual stories for each atlas square, 2) a systematical influence from other factors affecting the catch that have not been quantified well (compensatory behaviour by trappers, compensatory effects in the Muskrat populations).

ad 1) Noise in the data and the role of quality of invested time

Among the atlas squares with contrasting trends, the random effects of other factors should have been accounted for by our experimental design, but still they are a source of noise. As mentioned in the introduction, trapping result and population development may be affected by

many more factors than time alone, and there is no need to repeat them all here. We do, however, make a note on two aspects, a) the quality of invested effort and b) the reference value for effort used to scale the levels of the treatment.

There are clear indications that the effectiveness of effort invested can vary to a large extent. First of all, the trappers themselves indicated us that their effectiveness is much higher under specific conditions in the terrain (for example right after mowing of shoreline vegetation and lowering of the water table, etc.), or meteorological conditions (e.g. frost). From their verbal accounts it becomes clear that the motivation to work effectively is variable and highly dependent upon confidence in their management, job security and coherence within the team. They are all able to provide examples where they themselves, or colleagues, had been confronted with greatly increased number of catches after temporary dis-functioning of themselves, the management, or colleagues over periods of months to years. Lastly, there is a strong spatial relation between catches at scales of multiple kilometers. As a consequence, the trapping result for an individual trapper, will be affected by the effectiveness of neighboring colleagues. The above observations are consistent with information from year-reports (van Loon *et al.* 2016) and managers who all know cases where a change in field staff (trappers) would alter the development in catches (e.g. fig. 4.7), and that the best results are obtained with motivated, skilled teams that know, respect and help each other. These aspects of competence of staff, motivation to work effectively, the availability of means to do so and a proper cooperation within the local team to arrive at a coherent strategy in space and time, are summarised by us under the term 'quality of management' (c.f. van Loon *et al.* 2016).

It is certain that previous effort in the reference period can only be seen as a rough standard. In most atlas squares, it should have had a bearing upon the time required to maintain control (a stable population), but it may deviate strongly from that (hypothetical) value due to policy decisions in the recent history, or by chance. We have reason to believe that the amount of effort required to make a local population decline depends on the population size present, presumably a positive relation. The effort in the reference period may reflect the effort that was required to make a population decline and may thus be overestimating the time required to maintain control or vice versa. This implies that decreasing effort in some regions may not have the same relative weight as it does in others (e.g. little effect in atlas square 1622 and 1933, but quite some in 1456). This anomaly could be distributed random over the atlas squares, but it is more likely to be systematically associated to entire regions.

The question is whether such noise varies systematically between the treatments, but we do not think that this could be the case. Another issue is whether the variation within each treatment caused by this noise is big enough to mask the anticipated treatment effects.

ad 2) Systematic effects influencing the development in catch rate

Trappers may have used their flexibility to mitigate the effects of treatment EFF by investing their effort during effective periods or moments in time. We expected a shift in effort towards winter and spring under DEC, but at the scale of entire seasons such an effect has not been substantiated. From the information available, we know it has occurred in individual cases at smaller temporal scale (pers. comm. H. Schuurman, atlas square 0621 CON). It is, thus, not hypothetical.

There will be density dependent effects operating within the Muskrat population. With increased effort Muskrat may theoretically alter their behavior and become more susceptible to other sources of mortality (c.f. Ydenberg *et al.* 2010). Note, that the danger perceived is only present for a few hours every year. Increased mortality due to trapping may on the other hand be offset

by reduced mortality from other factors. In that sense Errington (1956) used the term 'doomed surplus'. Undoubtedly such 'compensatory mortality' will play a role at high population densities, but how strong the effect will be at low population sizes remains uncertain. Likely, immigration will increase in importance when differences between atlas squares increase and the landscape facilitates dispersion. This provides us with a link to the role of the spatial context and scale mentioned below. Maybe immigration has been of such importance that it has masked the effects of the treatments. If so, a similar experimental set-up, with greater spatial scale of the plots but with the same experimentally assigned change in effort, could provide experimental evidence for the hypothesised effects.

The majority of atlas squares with increasing trends had in common that they were located near to each other, in areas with generally high number of catches. In addition to that, there are issues related to management in at least some of these atlas squares. However, there are also atlas squares where it is unlikely that management, skills or motivation have been influential and still a positive trend was observed. In these cases (atlas square 2522 INC, 1465 DEC, 4043 DEC) we are tempted to think that the developments may have to be attributed mainly to spatial context and a lack of time. Likewise, many of the declining trends were located near to each other in Friesland, Noord-Brabant or in areas where management was changed timely, purposefully and apparently with success in the delta of the IJssel (2142 INC, 2143 CON), and in two of the north eastern atlas squares (357 CON, 757 CON). Two other declining trends were in Noord-Holland (1435, CON), and along the river Waal (3947 INC), where effort and attention were adequate. The analyses strongly suggest that spatial context is highly important, since catch rates co-varied strongly in space (fig. 4.5) and the average catch rate in neighbouring atlas squares was a strong predictor of catch rate in the experimental atlas squares (table 4.4). Related to this it is relevant to note that management organisations that experience time constraints (i.e. catch is limited by the available manpower, rather than the size of the muskrat population), will also not be able to realise downward trends in neighbouring atlas squares and are less flexible in their possibilities to adjust the assignment of effort to solve local problems and incidents. This may well be part of the explanation for the fact that observed trends (inclining and declining) appear not to be distributed randomly over the country.

So far we have been analysing the data until the end of the experiment itself. It would be worthwhile to consider the developments after the experimental period. It is not unlikely that interesting patterns appear in the time invested by the control organisations and the subsequent number of catches made, after January 2016.

While this experiment failed to substantiate the role of quantity of trapping effort on Muskrat populations, we suggest that it should be interpreted as a challenge to better understand the population dynamic processes, the behavior of the Muskrat in response to control, and the role of quality of effort invested in regulating populations, rather than concluding that trapping is generally in vain. It is relevant and interesting, both from a scientific and a management point of view. The fact that Muskrat populations theoretically can be regulated is not the main subject of discussion. It is quite convincingly demonstrated that man can impact animal populations (Koch & Barnosky 2006; Robertson *et al.* 2016). And Muskrat populations as well have been eradicated (Gosling & Baker 1989) or almost completely removed (VMM 2010), given adequate control input in terms of quantity and quality.

Unique trial

An important observation is the fact that this large scale field trial has been possible without causing major calamities. We have observed only very few (<5) incidences of damage that

were considered ‘large’, meaning that repair would cost more than 10.000 euro or where the damage could have evolved to a situation of public safety concern.

Until recently such large field experiments have been avoided, because of political and public concern among policy makers for the risks associated. But in this case, the Dutch Water Authorities have dared to vary the one parameter, trapping effort, that was considered most influential in determining population development in Muskrat, albeit staying within the range of effort that has been observed in the past either in space or in time. This variation in space and time has been very large over the seven decades that Muskrat were present in The Netherlands, with almost zero effort in isolated barrier islands in the Wadden Sea and extremely high effort (up to 2.9 h/km/y in the province of Utrecht in 2007 and > 4 h/km/period locally over 2500 ha at several occasions. Part of the variation is logically related to differences in history (time since local Muskrat invasion; van Loon *et al.* 2016) and landscape. But another part of this variation is the result of a policy process that has not been guided by a quantitative insight in effect of trapping on Muskrat populations, and the role of other factors. By varying effort systematically and monitoring the outcome, we are now in a much better position to make decisions based on real data rather than decisions as a result of a vague political process.

Conclusions

This experiment did not provide evidence for the role of quantity of effort on Muskrat populations. However, the analyses allow us to conclude that aspects of space, such as context and scale, are highly important, and greater than previously expected. Catch rates covaried strongly in space over tens of kilometers and the average catch rate in surrounding atlas squares was a strong predictor of catch rate in the experimental atlas squares, more so than historical catch rate, experimental variation in effort, management unit, and soil type. As a logical consequence of this, spatial scale is important, as a component in our explanation for the absence of experimental effects as well as in the formulation of management recommendations (see below). Furthermore, there are strong indications that the quality of trapping effort, a complex of aspects that are to be influenced by management, can be of overriding importance in determining the developments.

Recommendations for management or policy.

The question whether or not Muskrat should be controlled is a political one, depending upon the publicly acceptable level of safety risk (Doude van Troostwijk 1976), economical cost & benefit (Clark 2010), possibilities for the prevention of damage other than using population control, and other considerations (Warren 2007; Zandberg *et al.* 2011). These aspects almost certainly vary between landscapes in northwest Europe. Van Hemert *et al.* (in prep., chapter 6), present quantitative information on observed Muskrat damage, for the different landscapes studied and over the range of Muskrat densities observed. It is recommended to include these risks and costs in the decision process.

For now, we just point at the observations that burrowing in earthen structures (dikes and banks) is in the nature of Muskrat and that this kind of burrowing has led to quite a few potentially dangerous situations and at least one serious accident in the past (TAW 1985; Lammertsma & Niewold 2005; Bayoumi & Meguid 2011). Dikes are a prerequisite for safety in the Netherlands and any burrowing in these structures undermines their integrity. For that reason, there has generally been broad support for control among nature conservation organizations, biologists (Ritzema-Bos 1917; Thijssse 1937; Wijngaarden 1955; Doude van Troostwijk 1976) and even animal well fare organizations, at least until 1975 (Commissie Muskusrattenbestrijding 1976). Muskrat are listed as one of the 100 worst Invasive species in Europe (Genovesi 2006). In the framework of Invasive Alien Species (IAS) management there

is general support for control of IAS (Simberloff 2013; Hawkins *et al.* 2015), although there certainly is debate. Current levels of catches in The Netherlands are relatively low in comparison to the past (88.000 now in 2015 in comparison to more than 430.000 in 1991; van Loon *et al.* 2016) or the neighboring German state of Niedersachsen (132.000 in 2014; Fritz and Röver 2015), and this state of affairs can be seen as the result of an investment made in the past from which is profited today. It would be a rational decision to continue trapping in The Netherlands, but to investigate at the same time, in consultation with neighboring countries in north west Europe, where the boundary between 'control' and 'no control' should be positioned.

In regions where the publicly acceptable level of damage will be exceeded in the absence of control, trapping should be continued. In those regions it is recommended to strive for low population levels of Muskrat by a coherent control strategy over large spatial scale. Recognise that quality of effort is of great importance and invest in coordination, skills and motivation. New research effort should focus on disentangling the role of quality of effort invested versus its quantity

Acknowledgements

We thank many of the trappers who endured the experiment and contributed their time discussing the progress and outcome with us. In addition we thank our colleagues Joris Latour, Eddy Wymenga, Hans Hollander, Maurice La Haye for valuable discussions and comments, Dolf Moerkens and Henk Post for the confidence and making the experiment possible, and the supervising committee, especially Femmie Kraaijeveld for their guidance.

Supplementary material

correlograms for catch rate

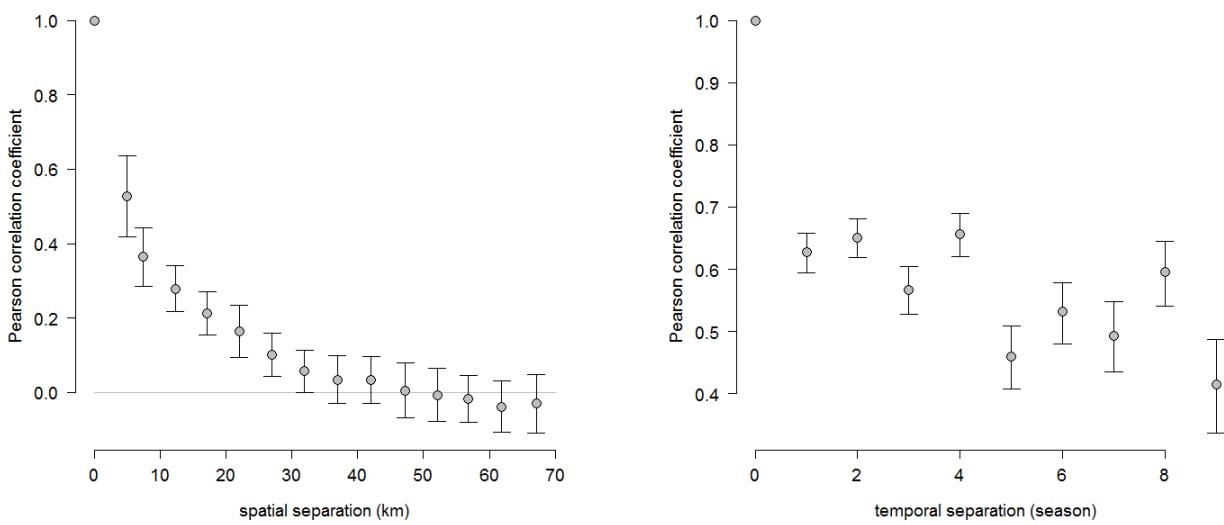


Figure 4.S1. The degree of spatial and temporal auto correlation between catch rates in all atlas squares in the Netherlands with known catch data ($n = 1521$) in the year 2015, as given by two correlograms. The left panel indicates spatial correlation, while the right panel refers to temporal correlation.

5 Monitoring marked Muskrat in the Netherlands in the period 2013-2015 as part of a large field experiment

Maurice La Haye, Dutch Mammal Society, P.O. Box 6531, 6503 GA Nijmegen, The Netherlands - e-mail: Maurice.lahaye@zoogdiervereniging.nl

Daan Bos, Altenburg & Wymenga ecological consultants. P.O. Box 32, NL-9269 ZR Veenwouden, The Netherlands, and Community and Conservation Ecology group, Centre for Ecological and Evolutionary Studies, University of Groningen. P.O. Box 11103, NL-9700 CC Groningen, The Netherlands - e-mail: d.bos@altwym.nl.

Hans Hollander, Dutch Mammal Society, P.O. Box 6531, 6503 GA Nijmegen, The Netherlands

Erik Klop, Altenburg & Wymenga ecological consultants. P.O. Box 32, NL-9269 ZR Veenwouden, The Netherlands

Maja Roodbergen, Sovon Dutch Centre for Field Ornithology, P.O. Box 6521, 6503 GA Nijmegen, The Netherlands

Corresponding author: Maurice La Haye

Running title: Monitoring Muskrat in the Netherlands

Key words: *Ondatra zibethicus*, trapping, mark-recapture, transmitter, population development.

Number of words: 6.650

Summary

- 1) This article presents the outcome of monitoring Muskrat in six experimental squares of 5*5 km with an adjusted trapping effort, in 'object protection' areas and the results of studying 36 Muskrat with an implant transmitter.
- 2) Monitoring Muskrat in experimental squares did not reveal a change in population size and numbers live-trapped remained very low in all squares. We assume that an adjustment of 30% in trapping effort was not enough to result in a systematic effect on population size.
- 3) In object protection areas were the control strategy changed from 'year-round without spatial differentiation' into object protection, no increase of the population was detected during the first two years.
- 4) Most Muskrat were live-trapped and finally trapped within their own territory. Less than 30% of the individuals is trapped over a distance of more than 500 meter.
- 5) Muskrat show no preference of digging burrows in natural banks or banks made of artificial structures like concrete or bricks.

Introduction

The Muskrat (*Ondatra zibethicus*) is a medium-sized rodent, native to North-America, with a semi-aquatic life-style. It was introduced in Europe around 1900 (Artimo 1960) and the species is nowadays characterized as an invasive pest in the Netherlands which has to be controlled because of its habit to make holes and large burrow systems in earthen dams, dikes and other water retaining structures. This behaviour is potentially dangerous as large parts of the Netherlands are below sea level and can be flooded when these structures are damaged by Muskrat (BCM 2006).

The species has been tried to control or even eradicate since it first occurrence in the Netherlands, with in some years more than 400.000 individuals trapped by professional trappers (van Vliet and Lengkeek 2007; Bos et al. 2010). Due to an intensified trapping effort the number of trapped specimens has been declining since 2004 and currently less than 90.000 individuals are trapped on a yearly basis. Although this is a reduction of more than 75%, still a large number of Muskrat and other non-target species are trapped as well, directly or indirectly, as side effects of the trapping. Hence, there is ongoing public debate within the Netherlands on the desirability and effectiveness of trapping Muskrat on such a large scale (Zandberg et al. 2011; van Loon et al. 2016).

In a response to the ongoing debate the Dutch Water Authorities has started a large field experiment in cooperation with Wageningen University & Research centre (WUR), Altenburg & Wymenga (A&W), H&K Waterkering Beheer B.V. and the Dutch Mammal Society (DMS) in 2013. The main treatment in this field experiment was an adjustment of the trapping effort during three years, 2013, 2014 and 2015 (chapter 4) in 117 experimental areas with a size of 5*5 km (so called 'atlas squares' with a size of 2500 hectares). These 117 experimental areas were selected in a stratified random way, with respect to stratum (soil type), spatial position, mean annual catches and trapping effort. All areas were divided in groups of three, to enhance spatial representation for the Netherlands (for a more detailed explanation see (chapter 4)). In 39 areas trapping effort was increased by 30% (compared to trapping effort in previous years), in 39 sections trapping effort was decreased by 30%, while 39 other areas has been used as an unchanged control.

A second treatment was creation of a few large areas with an adjusted trapping strategy. Three areas were selected in which the trapping strategy changed from 'year-round without spatial differentiation' into a strategy where trapping was concentrated on important and/or vulnerable dikes and other structures around these areas, leaving the population of Muskrat in large parts of the areas unmanaged. This strategy was named 'object protection'. Two new object protection areas were established in 2014, the areas 'Lelystad' (LLS) and 'Dinteloord'(DTL). In the third area, the 'Oostvaardersplassen' (OVP), a strategy of object protection was already implemented in 2006 (van Eerde 2006; Beemster 2015). All areas had a size of several thousand hectares ($> 25 \text{ km}^2$).

The idea behind the field experiment was to create differences in trapping effort in the experimental areas, atlas squares and object protection areas, and therefore differences in population development as trapping effort is considered to be one of the most influential factors in determining population development in Muskrat (Bos and Ydenberg 2011; van Loon et al. 2016). A decrease of trapping effort was assumed to result in growing populations, while an increase in trapping effort was assumed to result in declining populations. The results of the large field experiment have also been evaluated by Bos et al. (chapter 4) by modelling the trapping effort and number of catches and to test for differences between a seasonal and a year-round control strategy. In a parallel study (van Hemert in prep., chapter 6) the observed damage by digging in banks and dikes in the experimental plots over the course of the experiment is presented.

This article presents the outcome of monitoring Muskrat in a subset of six atlas squares and three object protection areas using capture-mark-recapture (CMR) and the results of studying

36 Muskrat with an implanted transmitter in the object protection area of LLS (n=31) and OVP (n=5).

Material and methods

Study area

The 117 experimental atlas squares were distributed all over the Netherlands, but stratified according to soil-type, mean catch effort and length of waterway (chapter 4), figure 5.1.

A subset of six atlas squares were selected for CMR sessions to follow population development (Otis et al. 1978). These six squares were divided into three pairs for each of three strata with one square having an increased trapping effort during the field experiment and the second square a decreasing trapping effort. Within CMR sessions a sub-sample of a local Muskrat population is live-trapped, marked and released again, which makes it possible to estimate population sizes. CMR sessions were performed in a standardized way using 40 life-trapping cages. These life-traps were concentrated in the middle 9 km² of an atlas square of 5*5 km (figure 5.2). Life-traps were placed along water bodies on floating rafts or directly on banks. Locations of traps were selected beforehand, in order to prevent a bias in live-trapping locations. Mean distance between life-traps was ca. 350 meter. Each CMR session lasted eight trap-nights (two times two sessions from Monday-evening till Friday-morning, with no live-trapping in the weekend in-between). Regular trapping was done throughout the year in the six experimental squares, but trapping was stopped during CMR sessions.

CMR sessions were only performed in the object protection areas OVP, DTO and LLS in the years 2014 and 2015. The OVP is one of the biggest nature reserves of the Netherlands, with a very large marsh area and thousands hectares of adjacent grassland grazed by wild cattle, horses, deer and geese (Beemster 2015). The DTO is an area dominated by agriculture with only a small town in the middle, while the LSS area is more urbanized, although with parks and green structures. No 'live-trapping plot' could be established in the OVP, because of the impenetrability of this marsh area. The life-traps were therefore concentrated along 3 main ditches, and estimates refer to an estimated area of 6.4 ha and 2.2 km of waterway. Trapping in all object protection areas was limited and only done along important water levees or other vulnerable locations. In practice this resulted in a situation that no trapping was done in the vast majority of the object protection area.

The aim was not to live-trap as many individuals as possible, but to monitor population development by standardised CMR sessions as an independent method to support the results of the field experiment and the model study on trapped individuals (chapter 4, van Loon et al. in prep.). CMR sessions were done twice a year, a session in spring, in April, directly after spring-migration and a second session in September just before autumn-migration.

In the six atlas squares and in the object protection areas DTO and LSS the population of Muskrat was assumed to be low as a result of the continuous trapping in previous years. Only in the OVP a much larger population of Muskrat was expected, as the trapping strategy had already been changed in 2006, allowing an undisturbed growth of the population in the OVP since 2006.

Ear-marks & transmitters

Muskrat were marked with small ear-tags, type Monel metal No. 1, which were placed inside each ear. All live-trapped Muskrat received two tags, one in each ear, with both tags having the same number. The number of each pair of tags was unique, allowing identification during CMR sessions and allowing identification of individuals and their origin after recovery of individuals during standard trapping.

In the OVP and in LLS, two areas with object protection, 36 Muskrat were live-trapped and equipped with an implant transmitter in April-May and September 2014 (de Jong and van Mourik 2014; Driessen 2014; van de Venne 2015) and in September 2015 (Heeres & Struijf 2016), an overview of all Muskrat with a transmitter is presented in table 5.5. Muskrat were operated by a professional wildlife veterinarian at the veterinary practice of 'Natuurpark Lelystad'. Implant transmitters were handmade by Microtes Wildlife Engineering, had a weight of 18 gram, a diameter of 16 mm and a length of 47 mm. Radio-signals had a range of a few hundred meters, and an expected life-span of 9 months. Radio-signals were produced at a frequency of 30 Mhz. Only Muskrat who met several criteria, as having a weight above 400 grams, looking healthy and being not pregnant, were selected for implantation of a transmitter. Muskrat with a transmitter were located once or twice a week in 2014 and 2015, although the period of monitoring ranged from 10 days till several months, depending on survival of Muskrat and life-span of the batteries or technical problems. In 2015 the location of burrows used by Muskrat with a transmitter ($n= 17$) was determined with greater precision to pinpoint the location of burrows as accurate as possible (Heeres & Struijf 2016). The substrate along the ditches was also noted to detect possible preferences or aversions for digging burrows in specific types of substrates.

Data analysis & recoveries of marked Muskrat

The CMR-data were analysed using the program MARK. Data were analysed using the 'closed captures'-function with the option of full likelihood p and c , with p being the probability of first capture and c being the probability of recapture. Important assumptions of these models are: 1) the population is 'closed' during the live-trapping session, in other words no births or mortalities and no immigration nor emigration and 2) individuals do not lose their tag and all individuals are correctly identified. Other options are 'open population' models (for example Jolly-Seber models), whereby the survival/mortality and immigration/emigration can be estimated in addition to the population size. However, because the number of parameters which has to be estimated for these models is high, larger samples are required.

All live-trapped Muskrat during CMR sessions and Muskrats that were live-trapped for the transmitter-study were equipped with an unique ear-mark and all professional trappers in the Netherlands were asked to report marked Muskrat and to administrate the location of trapping as accurately as possible. From all reported Muskrat ($n=14$) the recapture distance and the number of days after marking was calculated . These data were compared with the results of a small study of live-trapped and marked Muskrat in Leuth, which was part of the preparations of the large field experiment (Meijer 2013) and with, so far unpublished, data of a mark-capture study done by Fred Barends in 1989 (Visschers 2014).

Regulations

All activities like tagging and implantation of a transmitter were according to the regulations of the Dutch law on Animal Experiments and with permission of the Animal Welfare Commission of the National Academy of Science in the Netherlands (DEC-protocol VZZ 12.04).

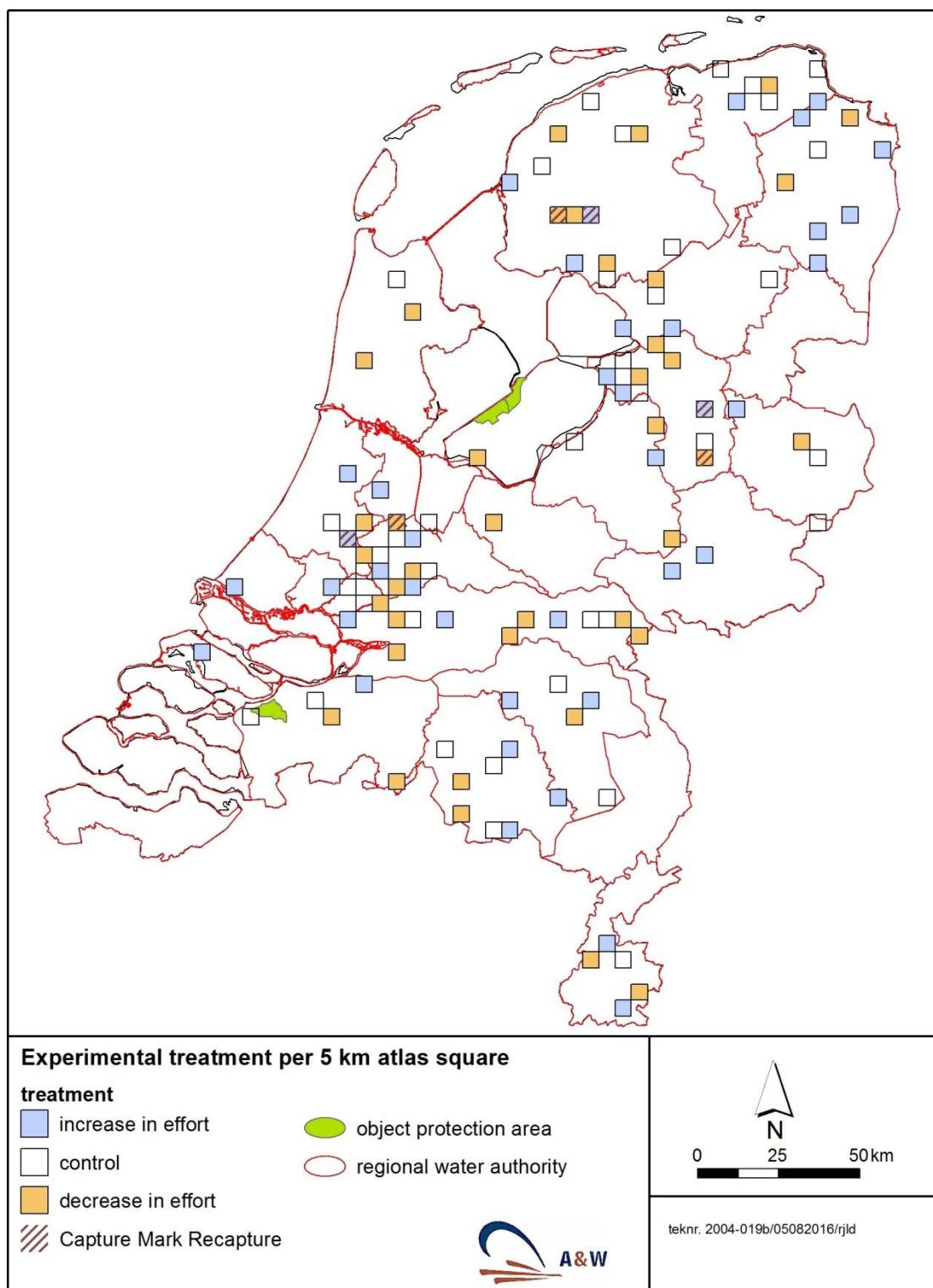


Figure 5.1. Overview of the 117 squares of the field experiment, including six experimental squares with CMR sessions (indicated with oblique lines) and the three object protection areas in green.

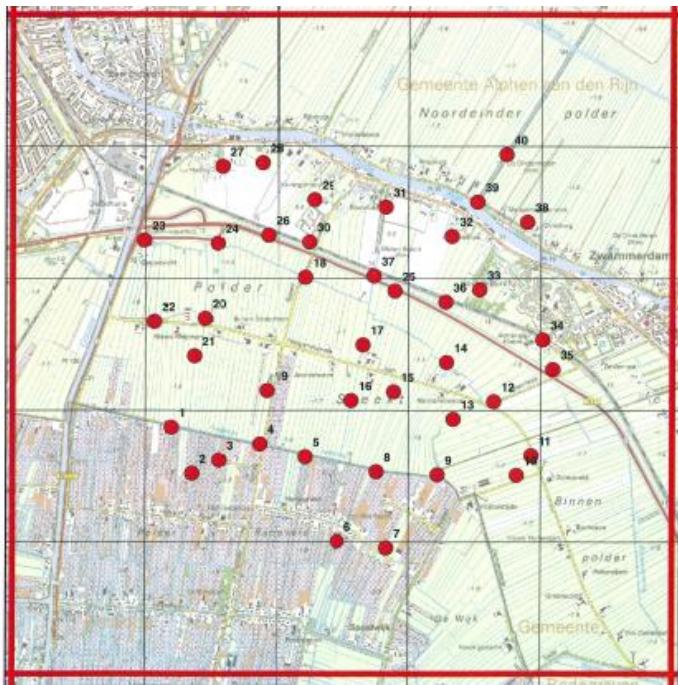


Figure 5.2. Location of 40 life-traps in experimental square 31-42, Boskoop2-Int. In all six experimental squares life-traps were concentrated in the middle 9 km² of an atlas square of 5*5 km.

Results

CMR sessions in experimental blocks

Live-trapping of Muskrat in the period of 2013-2015 in six experimental squares with an adjusted trapping effort (increase or decrease) resulted in live-trapping 33 different individuals, which were live-trapped 57 times during six CMR sessions. Individuals in experimental squares were re-trapped within the same CMR session, but no individuals were re-trapped in a following CMR session. It turned out that the number of live-trapped individuals was too low for an analysis with MARK to estimate population numbers for these experimental squares. However, van Loon et al. (in prep.) were able to reconstruct population sizes in atlas squares using a model and fitting the data of the model with trapping data from previous years. The estimated populations sizes according this model for the six experimental atlas squares are given in figure 5.3.

Table 5.1. Number of individuals and the number of (re)captures in the middle nine km² in six experimental atlas squares and three object protection areas per CMR session in the period 2013 till 2015, respectively 2014-2015. S = spring session, A= autumn session. Each CMR session lasted eight live-trapping nights (with the exception of the OVP with three nights of live-trapping) and regular trapping was stopped during CMR sessions.

Experimental squares	Number of individuals (per session)						Number of live catches (per session)						Prediction of population size in September 2015 based on the model of Van Loon et al. in prep.	#trapped individuals during regular kill trapping <i>Mean number of catches 2013-15 (n/km/y)</i>					
	2013		2014		2015		Total		2013		2014		2015		Total				
	S	A	S	A	S	A	S	A	S	A	S	A	S	A	S	A			
Friesland1-Ext	10	47	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	2	51	0.19	
Friesland2-Int	11	41	2	0	0	0	1	0	3	4	0	0	0	7	0	11	0	0.00	
Raalte1-Ext	27	18	7	0	0	1	1	0	9	7	0	0	1	1	0	9	97	0.26	
Raalte2-Int	27	48	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	2	27	0.01	
Boskoop1-Ext	31	35	3	0	0	0	2	0	5	6	0	0	0	2	0	8	196	0.90	
Boskoop2-Int	31	42	3	1	3	3	2	2	14	8	3	3	4	4	3	25	162	0.83	
	17	1	3	4	6	2	33		29	3	3	5	14	3	57				
<i>Estimated population size based on CMR</i>																			
2014 2015																			
Object protection		Number of individuals (per session)						Number of live catches (per session)						S	A	S	A		
Oostvaardersplassen	OVP	-	-	13	18	10	16	44	-	-	42	43	27	33	145	13	18	10	17
Lelystad	LLS	-	-	8	8	8	11	32	-	-	20	16	19	19	74	8	8	8	11
Dinteloord	DTO	-	-	7	1	1	10	18	-	-	20	6	4	18	48	7	1	1	16
	Total	-	-	28	27	19	36	94	-	-	105	65	64	76	267				

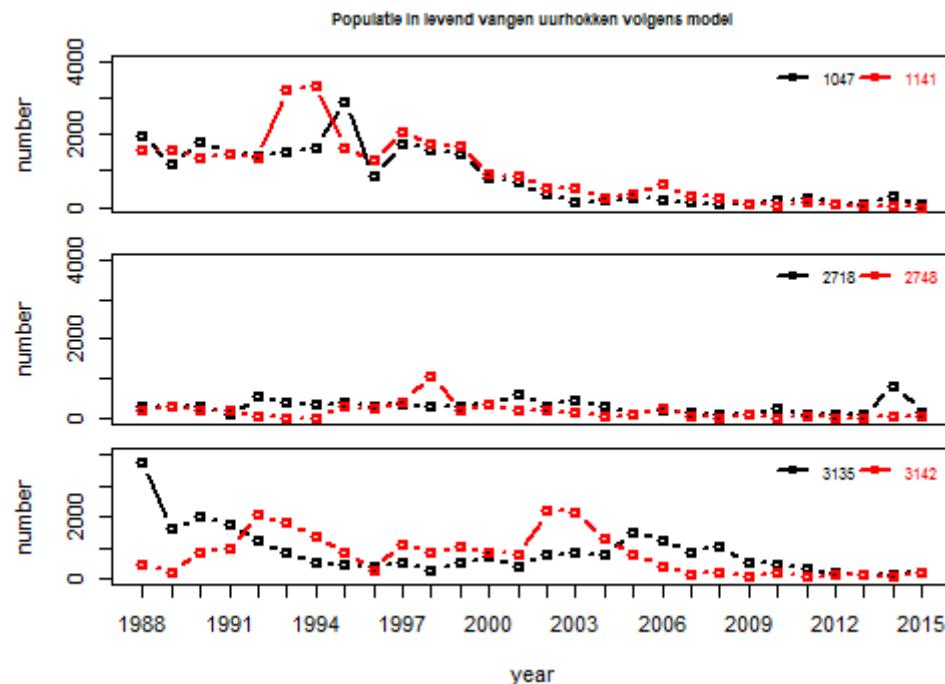


Figure 5.3. The development in the number of Muskrat in the experimental atlas squares according to the model of van Loon et al. (in prep.). The graphs represents estimates for the month of March.

Object protection areas

In the areas DTO, LLS and OVP 267 catches were made of 94 different individuals during four CMR sessions. Several individuals were live-trapped in more than one CMR session (table 5.1). The number of live catches and the number of individuals was higher in object protection areas compared with experimental squares, in spite of a lower number of CMR sessions: four in DTO, LLS and OVP, against six CMR sessions in the experimental squares. It was possible to estimate population sizes and (re)captures rates for the areas of DTO and LLS using MARK. However, due to shorter CMR sessions in the OVP area it was more difficult to estimate population size and (re)captures for the OVP. The population size estimates and (re)captures rates for the OVP area are based on live-trapping sessions of three trap-nights instead of sessions of eight trap-nights. Due to this limited dataset it was not possible to estimate different (re)captures rates for males and females in the OVP. However, despite the limited time of the CMR sessions in the OVP, the number of live-trapped individuals is 1,5-2 times higher than in DTO and LLS and much higher than in the experimental squares.

In DTO and LLS capture rates of males were higher than captures of females (table 5.2). Overall the probability of first capture (p) differed from the probability of recapture (c): $p < c$ and live-trapping rates, but not the number of individuals, were higher in spring sessions than in autumn sessions (table 5.1). For the data of the OVP area it was not possible to calculate (re)captures rates for males and females separately and probability of first capture (p) was the same as the probability of recapture (c). Capture rates were very high compared to the experimental squares, as were the number of trapped individuals in the OVP area.

Table 5.2. Estimates of first capture rates and recapture rates of Muskrat in object protection areas OVP (Oostvaardersplassen), DTO (Dinteloord) and LLS (Lelystad).

Area & period	Gender	Probability of first capture p		Probability of recapture c	
		Estimate	Standard error	Estimate	Standard error
OVP 2014 spring	n.a.	0.79	0.05	0.79	0.05
OVP 2014 autumn	n.a.	0.61	0.05	0.61	0.05
OVP 2015 spring	n.a.	0.70	0.06	0.70	0.06
OVP 2015 autumn	n.a.	0.48	0.06	0.48	0.06
DTO 2014 spring	male	0.30	0.07	0.59	0.09
DTO 2014 autumn	male	0.19	0.07	0.45	0.09
DTO 2015 spring	male	0.19	0.07	0.44	0.09
DTO 2015 autumn	male	0.12	0.05	0.31	0.07
DTO 2014 spring	female	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
DTO 2014 autumn	female	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
DTO 2015 spring	female	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
DTO 2015 autumn	female	0.07	0.04	0.28	0.06
LLS 2014 spring	male	0.22	0.08	0.49	0.07
LLS 2014 autumn	male	0.14	0.07	0.35	0.08
LLS 2015 spring	male	0.13	0.06	0.23	0.05
LLS 2015 autumn	male	0.08	0.05	0.34	0.07
LLS 2014 spring	female	0.14	0.07	0.35	0.10
LLS 2014 autumn	female	0.08	0.05	0.23	0.08
LLS 2015 spring	female	0.08	0.05	0.14	0.05
LLS 2015 autumn	female	0.05	0.03	0.23	0.08

Ear-tag recoveries

Before the large field-experiment was started, a small test was done in march 2013 along a small canal near 'Leuth, a small village at the Dutch-German border. Along this canal life-traps were placed to live-trap Muskrat and to practice tagging and handling Muskrat. During this test nine individuals were marked and released. During the period of testing no regular trapping was done along the canal. Within one week after the test was stopped, all nine Muskrat were trapped by the resident trapper of the area within a few hundred meters down-stream. A recapture-rate of 100%.

The Muskrat that were live-trapped in experimental areas and in areas with 'object protection' were also marked with an ear-tag. In the first place for individual recognition during CMR sessions and in the second place to monitor dispersal or migration of individuals. In the experimental areas a total of 33 individuals was marked with an ear-tag and 14 of these individuals (42%) were reported afterwards CMR sessions. The trap-location of these individuals was accurately known and recapture distances ranged from 150 meters till a maximum of 7,5 kilometers (table 5.3). The number of days between the end of the CMR session and the their final death within a trap was highly variable and ranged from 6 till 145 days.

None of the individuals marked within the 'object protection' areas was reported as a regular catch outside these areas during regular Muskrat trapping (at least until September 2016).

Table 5.3. Recapture distance of trapped Muskrat which were marked during CMR sessions (2013-2015) and reported by trappers during standard control.

Location	Square	Year	Individual	Gender	Recapture distance (meter)	# days session	since CMR
Boskoop2-Int	31-42	2013	253	male	150		22 days
Boskoop2-Int	31-42	2014	259	male	319		77 days
Boskoop2-Int	31-42	2014	258	male	405		36 days
Boskoop2-Int	31-42	2013	254	female	500		145 days
Boskoop2-Int	31-42	2013	257	male	737		67 days
Boskoop2-Int	31-42	2014	278	male	353		34 days
Boskoop2-Int	31-42	2014	279	male	348		34 days
Boskoop2-Int	31-42	2014	280	female	403		7 days
Raalte1-Ext	27-18	2013	243	male	1295		56 days
Raalte1-Ext	27-18	2013	240	female	7536		10 days
Raalte2-Int	27-48	2013	177	male	2527		6 days
Friesland2-Int	11-42	2013	162	male	5970		36 days
Friesland2-Int	11-42	2013	163	male	47		24 days
Friesland2-Int	11-42	2013	158	male	554		123 days

In addition to the recapture-distance as collected in the field experiment, unpublished recapture distances of Muskrats as collected by Fred Barends in 1989 (Barends 2002) were digitized (Visschers 2014). The main question of the 'Barends' study was to get an idea what kind of locations along the river 'Waal' were attractive for migrating Muskrat to colonize new areas behind the dikes of the river. Barends tagged 206 Muskrat and from 101 individuals the distance between first and last (re)capture is accurately known. Recaptures were made by himself or by professional trappers involved in the Muskrat control program at that time. The results are presented in table 5.4 and in figure 5.4a and 5.4b.

Table 5.4. Distance between first and last (re)capture of Muskrat marked during the Barends study in 1989 (Visschers 2014).

Distance (meter)	Male	Female	Unknown	Total
0	22	17	3	42
≤ 100	5	4	1	10
$\leq 101 - 250$	7	4	3	14
$\leq 251 - 500$	6	-	1	7
$\leq 501 - 1000$	2	-	1	3
$\leq 1001 - 2500$	13	2	3	18
>2501	2	4	1	7
Total	57	28	16	101



Figure 5.4a. Overview of distances of marked animals as found by Fred Barends in 1989 in the study areas near Culemborg.



Figure 5.4b. Overview of distances of marked animals as found by Fred Barends in 1989 in the study area of the Lopikerwaard, the Netherlands.

Number and location of used burrows

In the object protection areas of LLS and OVP 36 Muskrat ($n=31$ resp. $n=5$) were equipped with a transmitter to monitor Muskrat and to find out more of their behavior. The most important aim was to measure distances between different (burrow) locations, the number of burrows and/or underground dens used by individuals and to detect migration (de Jong and van Mourik 2014; Driessen 2014; van de Venne 2015; Heeres & Struijf, 2016). The Muskrats with a transmitter were not followed in every area and period with the same frequency for several reasons. It turned out that the Muskrat with a transmitter in the OVP were very difficult to follow, as practical reasons made it almost impossible to locate Muskrat (van de Venne 2015). The first transmitter study in May 2014 in the LLS area lasted only a few weeks and had a more experimental set-up (Driessen 2014). The second transmitter study was concentrated on dispersal of Muskrats and home-range use of Muskrat within the object protection area of LLS. During this study some burrows were found although that was not the main question (de Jong and van Mourik 2014). The last study of Heeres & Struijf (2016) was meant to locate burrows and to explore a possible preference of Muskrat for specific banks: banks which were made of artificial materials like concrete/bricks or more natural banks.

During all telemetry studies in LLS, Muskrat were tried to locate once a week. The (maximum) distance between burrows / locations in the area of LLS was 425 meters (± 269 s.d., $n=37$). The mean number of burrows used by individuals in the autumn of 2015 was 3.76 burrows (± 2.84 s.d., $n=9$). An overview of the distance and the number of used burrows can be found in table 5.5.

None of the individuals showed dispersion, although 1 individual (ID 20) moved during the study over a distance of 1300 meter, but this individual returned to his previous home-range after a couple of days.

In the autumn of 2015 the Muskrat with a transmitter in the object area LLS ($n = 17$) were monitored very closely to find burrows and to detect damages (Heeres & Struijf, 2016). A total of 64 burrows were found and from each burrow the location and the type of bank was noted (table 5.5 and 5.6).

Within the area of LLS the banks were made of different types of material, banks had a completely natural structure, but could also be made of wood, mesh, geotextile and even concrete. Muskrat territories in LLS included all types of structures, with some territories having 100% natural banks, while other territories were completely of man-made materials. The total home-ranges of all Muskrat with a transmitter ($n=17$) within the object protected area of LLS in autumn 2015 included almost 23 kilometer of banks, of which 65% was natural and 35% was made of wood, concrete or other man-made materials to protect banks against erosion. Muskrats made their burrows evenly distributed along natural and man-made banks, with 24 burrows (37%) in protected banks and 40 burrows in unprotected (63%) banks (table 5.6).

During all studies Muskrat were tried to locate once a week. The mean distance between burrows/locations was 425 (± 269 s.d.) meters. The mean number of burrows used in the autumn of 2015 was 3,76 (± 2.84 s.d.). An overview of the number of used burrows can be find in table 14.5.

None of the individuals showed dispersion, although 1 individual (ID 20) moved during the study over a distance of 1300 meter, but this individual returned to his previous home-range after a couple of days.

The total home-ranges of all Muskrat with a transmitter ($n=17$) within the object protected area of LLS in autumn 2015 included almost 23 kilometer of banks, of which 65% was natural and 35% was made of wood, concrete or other man-made materials to protect banks against erosion. Muskrats made their burrows were evenly distributed along natural and man-made banks, with 24 burrows (37%) in protected banks and 40 burrows in unprotected (63%) banks (table 5.6).

Table 5.5. Number of Muskrat that were equipped with a transmitter in the 'object protected' areas of LLS (Lelystad) and OVP (Oostvaardersplassen) in different study periods in 2014-2015. From each Muskrat the distance between different locations (burrows) was measured and the (minimum) number of located burrows.

ID	Gender	Area	Start	End	Length of research period	Fate of individuals or failure of material	Distance (meter)	Number of burrows	Study
2	V	LLS	May 2014	May 2014	2 weeks	Alive till at least 31/5/2014	338	n.a.	Driessen, 2014
3	M	LLS	May 2014	Unknown	2 weeks	Unknown	194	n.a.	Driessen, 2014
5	V	LLS	May 2014	Unknown	2 weeks	Dead	445	(2)	Driessen, 2014
6	M	LLS	May 2014	Unknown	2 weeks	Unknown	208	(2)	Driessen, 2014
7	V	LLS	May 2014	May 2014	2 weeks	Alive till at least 31/5/2014	803	n.a.	Driessen, 2014
8	M	LLS	April 2014	Unknown	2 weeks	Dead	393	(2)	Driessen, 2014
10	M	LLS	April 2014	May 2014	2 weeks	Alive till at least 31/5/2014	79	(2)	Driessen, 2014
1	V	LLS	Sept 2014	Unknown	10 weeks	Unknown	80	(2)	Jong & Mourik, 2014
4	V	LLS	Sept 2014	Unknown	10 weeks	Unknown	30	(2)	Jong & Mourik, 2014
9	V	LLS	Sept 2014	Unknown	10 weeks	Unknown	251	(2)	Jong & Mourik, 2014
16	M	LLS	Sept 2014	Nov 2014	10 weeks	Alive till at least 30/11/2014	400	(2)	Jong & Mourik, 2014
17	M	LLS	Sept 2014	Nov 2014	10 weeks	Alive till at least 30/11/2014	500	(2)	Jong & Mourik, 2014
18	M	LLS	Sept 2014	Nov 2014	10 weeks	Alive till at least 30/11/2014	260	(2)	Jong & Mourik, 2014
19	M	LLS	Sept 2014	Nov 2014	10 weeks	Alive till at least 30/11/2014	625	(2)	Jong & Mourik, 2014
20	M	LLS	Sept 2015	Unknown	4 months	Unknown	335 / 370	12	Struijf & Heeres, 2016
21	M	LLS	Sept 2015	Unknown	4 months	Unknown	318	4	Struijf & Heeres, 2016
22	M	LLS	Sept 2015	Oct 2015	4 months	Dead	0	1	Struijf & Heeres, 2016
23	M	LLS	Sept 2015	Unknown	4 months	Unknown	137	7	Struijf & Heeres, 2016
24	V	LLS	Sept 2015	Unknown	4 months	Unknown	675	5	Struijf & Heeres, 2016
25	V	LLS	Sept 2015	Oct 2015	4 months	Dead	0	1	Struijf & Heeres, 2016
26	M	LLS	Sept 2015	Unknown	4 months	Unknown	928	7	Struijf & Heeres, 2016
27	M	LLS	Sept 2015	Dec 2015	4 months	Technical failure	310	5	Struijf & Heeres, 2016
28	M	LLS	Sept 2015	Oct 2015	4 months	Dead	0	1	Struijf & Heeres, 2016
29	V	LLS	Sept 2015	Nov 2015	4 months	Technical failure	287	2	Struijf & Heeres, 2016

30	M	LLS	Sept 2015	Nov 2015	4 months	Technical failure	45	3	Struijf & Heeres, 2016
31	V	LLS	Sept 2015	Oct 2015	4 months	Dead	829	2	Struijf & Heeres, 2016
32	M	LLS	Sept 2015	Nov 2015	4 months	Technical failure	304	3	Struijf & Heeres, 2016
33	M	LLS	Sept 2015	Nov 2015	4 months	Technical failure	318	3	Struijf & Heeres, 2016
34	V	LLS	Sept 2015	Oct 2015	4 months	Technical failure	424	4	Struijf & Heeres, 2016
35	V	LLS	Sept 2015	Oct 2015	4 months	Dead	111	2	Struijf & Heeres, 2016
36	M	LLS	Sept 2015	Nov 2015	4 months	Technical failure	145	2	Struijf & Heeres, 2016
11	V	OVP	May 2014	n.a.	3 months	n.a.	150	n.a.	Venne, 2015
12	M	OVP	May 2014	n.a.	3 months	n.a.	630	n.a.	Venne, 2015
13	M	OVP	May 2014	n.a.	3 months	n.a.	987	n.a.	Venne, 2015
14	M	OVP	May 2014	n.a.	3 months	n.a.	1174	n.a.	Venne, 2015
15	V	OVP	May 2014	n.a.	3 months	n.a.	30	n.a.	Venne, 2015

Table 5.6. The length of banks in the territory of 17 Muskrat within the object protection area of LLS and the number of located burrows in man-made banks (banks of concrete/bricks) or natural banks during the study period in 2015 (Struijf & Heeres, 2016). No preference for a specific type of bank was found, the number of burrows is equally distributed along artificial and natural banks.

ID	Transmitter	Total length of banks in a territory (meter)	Length of artificial banks inside a territory (meter)	Length of natural banks in a territory (meter)	Total #Burrows	#Burrows in artificial banks	#Burrows in natural banks
20	102	5626	2419 (43%)	3207 (57%)	12	9 (75%)	3 (25%)
21	105	1158	1158 (100%)	0	4	4 (100%)	0
22	107	375	68 (18%)	308 (82%)	1	0	1 (100%)
23	108	624	200 (32%)	424 (68%)	7	3 (43%)	4 (57%)
24	109	1880	0	1880 (100%)	5	0	5 (100%)
25	110	363	13 (37%)	229 (63%)	1	0	1 (100%)
26	120	2670	1201 (45%)	1469 (55%)	7	0	7 (100%)
27	21	1194	0	1194 (100%)	5	0	5 (100%)
28	22	499	145 (29%)	354 (71%)	1	1 (100%)	0
29	23	980	0	980 (100%)	2	0	2 (100%)
30	24	501	0	501 (100%)	3	0	3 (100%)
31	25	2342	0	2342 (100%)	2	0	2 (100%)
32	26	950	0	950 (100%)	3	0	3 (100%)
33	27	1164	1164 (100%)	0	3	3 (100%)	0
34	28	1192	596 (50%)	596 (50%)	4	2 (54%)	2 (46%)
35	29	628	189 (30%)	440 (70%)	2	0	2 (100%)
36	30	811	811 (100%)	0	2	2	0
Total		22957	8084 (35%)	14873 (65%)	64	24 (37%)	40 (63%)

Discussion

In the period of 2013-2015 a large field experiment was implemented in the Netherlands to test the effect of differences in trapping effort on the Muskrat population in experimental atlas squares of 5*5 km. Population size and development in six of these experimental squares and in three object protection areas was monitored using CMR. The CMR sessions suggest that populations of Muskrat were very low in all experimental squares and that populations did not increase during the years of the field experiment. The populations development in the object protection areas was stable, but numbers were much higher in the OVP where trapping was already abandoned in 2006.

In the object protection areas LLS ($n=31$) and OVP ($n=5$) Muskrat were monitored using implant transmitters. Muskrat with a transmitter showed site fidelity and monitoring of the individuals with a transmitter in LLS showed that individuals had no preference for artificial or natural banks, as burrows were evenly distributed over the range of different banks. The recovery of ear-tagged Muskrat, 14 out of 33 ear-tagged individuals were recovered, confirmed the suggestion of a species which shows site fidelity.

Population development in experimental areas with continued trapping

In six experimental squares of 5*5 km trapping efforts were adjusted with 30% (increased or decreased) and CMR was used to monitor the size and development of the population in spring and autumn. The number of live-trapped Muskrat were very low during all CMR sessions in all experimental squares (table 5.1) in comparison with numbers live-trapped in the object-protection area OVP and compared with the study of Clark & Kroeker (1993). This finding may indicate that population development and therefore populations size, was not influenced by a 30% decline or increase of the trapping effort. Or, to be more specific, that this change of 30% in effort was not sufficient to result in a systematic change of the population development. The latter is the conclusion that resulted from a more detailed analysis of the experimental effects in chapter 4. It is relevant in this respect that the model study by van Loon et al. (in prep.) indicates that the predicted numbers of individuals were already low and generally declining in all experimental squares (figure 5.3) before the field experiment was implemented.

An alternative explanation for the low number of live-trapped Muskrat might be that the live-trapping effort was not efficient or effective enough to trap a representative part of the resident population. Territorial behavior and trap-happyness, but also trap avoidance certainly complicate the interpretation of this kind of data. Note however, that in the 'object protection' areas enough Muskrat were live-trapped to estimate population sizes during CMR sessions and that live-trapping using the same protocol was the appropriate way in other Muskrat-studies (e.g. Clark and Kroeker 1993). Despite the low number of individuals that could be live-trapped in the experimental squares (table 5.1), we think that our results provide an indication of population size and development in the experimental squares, which was supposedly low in 2013 till 2015.

Population development in object protected areas

The population size and population development in the object protected areas was measured during CMR sessions in 2014 and 2015. In the area of the OVP the CMR sessions were more complicated and finally shortened in time, which resulted in a more fragmentary data-set which made it more difficult to accurately estimate the number of individuals.

The program MARK was used to calculate live-trapping probabilities and an estimated size of the population. The live-trapping results from DTO and LLS showed that the probability of first capture (p) was lower than the probability of recapture (c). This may indicate some sort of attractiveness of the life-traps for Muskrat after discovery, perhaps because of the bait (apple

and carrot) inside the life-trap which provides an attractive meal, leading to ‘trap-happy’ Muskrat. It is remarkable that live-trapping probabilities in autumn were lower, but this result was consistent between years and areas. Live-trapping probabilities of the OVP were much higher than in DTO and LLS, but no differentiation could be made between males and females. However, in the OVP the live-trapping probabilities in autumn were lower than in spring, which is consistent with the other areas. The finding that capture rates of males were higher than captures of females (table 5.2), maybe an effect of males having a larger territory of being more active or eager to enter the traps.

The program MARK was also used to estimate population sizes, but population numbers were almost the same as the number of live-trapped individuals, although during the last CMR session (autumn 2015), population sizes were estimated as being slightly higher in LLS and DTO than numbers that were live-trapped. In 2016 the regional Waterboard of the LLS area received more complaints and sightings of civilians reporting the presence of high numbers of Muskrat (pers. com. F. Jonkman). These results indicate that the number of Muskrat in an object protected area after adjustment of the trapping strategy, from year-round without spatial differentiation to ‘object protection’, does not start to grow immediately, but that it takes some time (years) before an increase of the number of Muskrat can be observed. Together with the observation of the relative high number of Muskrat in the OVP area, this may indicate that an unmanaged population of Muskrat in a large area will start to grow in the absence of regular trapping. The population size or density of Muskrat in the OVP is not precisely known, but information is available from the CMR sessions in 2014 and 2015, winter-burrow-countings by Roos and van Eerden (2006) who found ca. 1100 winterburrows in 2006 and 2013 (unpubl. data) and from transect-counts by Nico Beemster (Beemster 2015). The results of all these studies and observations indicate that Muskrat numbers will be on average at a higher level without control, perhaps unless the habitat changes significantly or due to other natural processes.

Recoveries of ear-tags and recovery distances

Muskrat that were live-trapped in experimental areas were marked with ear-tags to make individual identification possible and to identify migration of individuals. In total professional trappers managed to recover 14 out of marked 33 individuals (42%). Trapping or killing of ear-tagged Muskrat by other people is unlikely, as only professional trappers may kill Muskrat in the Netherlands. It remains unknown what happened with the unreported individuals, but ear-tags are small and could have been missed. Recovery distances of Muskrat, before being trapped, varied from 150 meter until more than 7 kilometre, indicating the possibility that Muskrat can move over several kilometres.

The data-set of Fred Barends (table 5.4, Visschers, 2014) consists of much more recoveries of tagged individuals ($n = 101$). More than 70% of all recoveries was within 500 meter of the location of marking, although in this study some individuals were recovered several kilometres away. This indicates that the vast majority of Muskrat does not move over very large distances. The Muskrat within the object protection areas were also tagged with ear-marks, but none of these individuals was reported as a trap-victim. The obvious reason is the absence of Muskrat control inside these areas, making it impossible for a Muskrat to be trapped in a trapping device. However, along the edges of the areas it should have been possible for Muskrat to end up in a trap, but it seems that most individuals stayed within the object protection area. This result is consistent with the finding that Muskrat with a transmitter within the object protection area LLS stayed within this area.

Monitoring and tracking the location of Muskrat with a transmitter, showed that Muskrat make use of a large variety of ditches and canals. Burrows are found in very different types of banks, from complete concrete banks to highly natural banks (Struijff & Heeres, 2016). The length of the area of activity is variable, with a mean of 425 (± 269) meter between burrows.

Combining the recovery distances of ear-tagged Muskrat and the possible distances of Muskrat with a stable territory as measured with a transmitter, shows that by far the most individuals of the Muskrat were live-trapped or trapped within their own territory. Only 30% of the individuals live-trapped by Barends (Visschers 2014) was trapped over a distance of more than 500 meter. And the finding that only 1 individual out of 36 individuals with a transmitter moved further, indicates that Muskrat is probably more a sedentary species. That's good news from the point of view of controlling a population of Muskrat, as trapping will probably affect the local population and supplementation of the population, either by immigration or local reproduction, will take some time.

Number of used burrows and ditch bank preference

Muskrat showed no preference and the number of burrows found in natural and man-made were evenly distributed over the available type of banks: 37% of all burrows was found in man-made banks and nearly the same percentage of banks, 35%, within Muskrat territories was man-made (table 5.6). This indicates that asking for Muskrat-proof banks, as done by Animal Welfare Organizations, is not as simple as it may look and that more research is needed in evaluating the effectiveness of protection measures along banks to prevent Muskrat from digging burrow in important levees and dikes.

Conclusion

This article presents the outcome of monitoring the population of Muskrat in six experimental squares with an adjusted trapping effort, in object protection areas and the results of studying 36 Muskrat with an implant transmitter. These experiments were part of a large field experiment on Muskrat in the Netherlands in the period of 2013-2015.

Monitoring Muskrat in experimental squares with an adjusted adjusted trapping effort of 30% (plus or minus) did not reveal a change in population size and numbers of live trapped individuals remained very low in all squares. We assume that an adjustment of 30% in trapping effort was not enough to result in a systematic effect on numbers.

In two areas, DTO and LLS, the control strategy changed from 'year-round without spatial differentiation' into object protection, but no increase of the population of Muskrat was visible in 2014 and 2015. Although, numbers of live-trapped Muskrat seems to increase a little bit in the autumn of 2015 and civilians of LLS started to complain and reported more Muskrat in 2016 (pers. com. F. Jonkman). This suggest that it takes some time (years) before an increase of the number of Muskrat can be observed after a change in management strategy.

Recoveries of trapped Muskrat with ear-tags showed that more than 70% of the recoveries takes place within 500 meters of the location of marking, which will be mainly within the regular territory size of Muskrat. Only one out of 36 individuals with a transmitter showed a temporarily movement outside its original home-range. It can be concluded that Muskrat seems to be a rather sedentary species. Last, Muskrat use several burrows within their territory, but show no preference for natural banks or banks with man-made structures. More research is needed to find out what kind of measures really protect banks against digging of Muskrat.

Acknowledgements

We very much appreciate the help of all professional trappers, colleagues of A&W, colleagues of the Dutch Mammal Society and students, Bart Meijer, Chris Driessen, Cynthia de Jong, Britt van Mourik, Martine Visschers, Guus van de Venne, Martijn Struijf, Rick Heeres, who have helped during the field experiment and spent hours in following Muskrat. This research wasn't possible without the support of the Dutch and Regional Water Authorities and especially Dolf Moerkens and Fokke Jonkman.

6 Burrowing activities of Muskrat in earthen dams and banks in The Netherlands, and the effects of Muskrat population (*Ondatra zibethicus*) control

Henk van Hemert, H&k Waterkeringbeheer. NL-1746EG Dirkshorn, The Netherlands

Daan Bos, Altenburg & Wymenga ecological consultants. P.O. Box 32, NL-9269 ZR Veenwouden, The Netherlands

6.1 Introduction

In a large field experiment the effectiveness of trapping of Muskrat was studied with regard to population development and damage to water infrastructure. The field experiment encompassed an adjustment of the trapping effort in 117 atlas '5-km squares', during a period of 3 years (2013 – 2015). During this experiment the damage as a result of burrowing activity by Muskrat was monitored in four inventories (at the start in 2013 and after each year: 2014, 2015 and 2016). The scope of the entire study is given in chapter 1 of this report, while the results of the experiment with regard to population development are given in chapter 4. This chapter presents the outcome of the component which focusses on the burrowing activity of Muskrat.

Damage to water infrastructure by burrowing is a problem and should not be underestimated. The impact of burrowing activity of Muskrat on levees is described in a text box below. There is a realistic concern for the occurrence of sink holes in roads, railroads or significant weakening of dikes and levees (TAW 1985; BCM 2006; Bayoumi and Meguid 2011). Because of the eventuality of a dike failure many authors have identified a need for Muskrat control (Ritzema-Bos 1917; Kluyver 1937; Thijssse 1937; van Koersveld 1953; Doude van Troostwijk 1976; Barends 2002). Another motivation for control may be found in preventing economic damage (Gaaff et al. 2007). There is however a lack of systematically collected data that describe the relation between Muskrat control and the incidence of damage. In TAW (1985) it is concluded that little is known on the influence of trapping effort on the density and distribution of burrowing activity of Muskrat in levees. Such data would allow calculations with regard to an optimal control strategy.

Damage to levees by burrowing activity of Muskrat can be repaired, but may also be prevented by preventive measures. In BCM (2007) an overview of preventive measures is given, but also the conclusion that preventive measures may not yet be designed properly because the burrowing capacity of Muskrat is not known.

6.2 Burrowing activity by Muskrat

Main reasons for burrowing activity by Muskrat are to create shelter and a site for reproduction. Occasionally Muskrat burrow temporary refuges in case their current habitation is flooded, or burrow tunnels in search for food like roots of reed (personal communications staff Muskrat Control and observations). Their burrows may vary in form from short, single tunnels to a wide network of lengthy tunnels interspersed with chambers. Important feature of a burrow is a

submerged entrance, to prevent entering by predators. Typical outline and dimensions of burrows are presented in figure 6.1.

Burrowing behavior over the seasons for a young Muskrat (male or couple) is presumably as follows (personal communication staff Muskrat control):

- spring: start burrow a habitation, consisting initially of a few tunnels and a single chamber;
- summer/autumn: expansion (per litter) with more tunnels and multiple chambers;
- winter: burrow single tunnels for food (eg. roots of reed, see photo 6.1) and possibly extend their habitation with a few tunnels at greater depth beneath the water level (related to formation of ice);
- ongoing burrowing of new tunnels and chambers in the next years.

A Muskrat pair does not live to death in a single burrow. They create new burrows in case of disturbance or damage to their burrow, and they may do so nearby or even next to their burrow as well as at greater distances (personal communications: staff Muskrat Control).

Damage due to burrowing may come in the form of tunnels penetrating a levee, depressions or sinks in a bank or levee (mainly the lower part of the slope, but may occur up to the crest in case of a limited freeboard⁴), eroded banks and slopes, slides of parts of a bank or slope, and shallow bars in the water by displaced soil⁵.



Photo 6.1 Burrowing activity related to search for food, a bundle of reed in this case.

⁴ This applies esp. to levees along canals, with a rather constant water level and limited wave heights

⁵ Shallow bars are considered damage from water management perspective, these threaten drainage and require maintenance of the water system.



Figure 6.1 Forms of Muskrat burrows

Above – left: projections of three typical forms (from COW, 1984, illustrative, approximate scale 1:100)

Above – right: opened burrow in a bank, after filling with styrofoam (photo courtesy M. Akkermans, STOWA)

Below - left: cross section (from: COW, 1984, illustrative, approximate scale 1:100)

Below – right: opened burrow in a levee (photo H. van Hemert)

Source: (Centrum voor onderzoek Waterkeringen 1984).

The dimensions of the burrows have been measured in five cases using styrofoam models in 2014. The burrows measured 2-6 meters in width, had nestbowls of 50 cm Ø and entrances of 15-25 cm Ø. Tunnels went into the bank or levee over distances varying from 1.5 to 6 meters (Akkermans 2014).

Text box: Impact of burrowing activity of Muskrat on levees

Burrowing activities by Muskrat can compromise levee stability via tunnel formation and displacement of soil. The most significant impact seems through alteration of the hydraulic characteristics of the levee, as burrows can become conduits for water during rises in the water level. Even burrows that only partially penetrate a levee can cause or contribute to:

- an increase of seepage;
- internal erosion of embankment materials, which may lead to piping (due to shortening of seepage paths);
- perforation of impermeability components (revetments, clay covers);
- decreasing the crest height by collapsed burrows;
- direct seepage (by 'through-embankment' burrows);
- decrease of stability due to saturation of the levee.

Especially small levees along canals are vulnerable for burrows by Muskrat, a decline in protection level (in terms of return period) by a factor 10 was calculated (BCM 2006). In (BCM 2007b) it is concluded that a single burrow can cause this decline. From levee safety perspective the interest is rather in preventing a single burrow (or restrict its size) than limit the amount of burrows.

It is emphasized that without repair the damage by a burrow will increase by erosion, and may eventually lead to a breach (see photo). There are several examples of levee breaches caused by animal burrowing (not necessarily Muskrat) given in (Bayoumi & Meguid 2011) and the International Levee Handbook (CIRIA 2013).



Photo 6.2: Levee at risk due to erosion after damage by burrowing by Muskrat (courtesy LCCM)

Burrowing activity is influenced by environmental features like:

- soil type: in a sandy soil a hollow is supposed to collapse sooner compared with cohesive soils;
- disturbance or damage by cattle or humans (agricultural land use, by activities like tillage);
- presence of predators (increased burrowing after discovery/damage of a burrow by a predator);

- water depth, in case of inadequate water depth during ice / winter or dry summer conditions a temporarily habitation may be burrowed along a canal with sufficient water depth.

An important factor is also the population density and its influence on the availability of food:

- habitations may be burrowed at environments less favourable in case of high population density;
- burrowing activity may increase due to a search for roots (of reed, esp.) if food is scarce.

Regarding this research some specific characteristics or assumptions of the burrowing behavior are of interest:

1. Muskrat burrows can be invisible from the outside; experienced people have a possibility though to discover burrows from externally visible tracks or by fumbling with their feet along the bank.
2. Muskrat may choose abandoned burrows for habitation, if not damaged (for example in case the previous inhabitants are trapped).

Ad. 1. Burrows become more visible especially by a collapse of the chamber, 90% of the observed burrows in this study were discovered by depressions in the bank or levee. A collapse may occur after further widening a burrow by processes not correlated to burrowing by Muskrat (like erosion). In other words, a burrow may be discovered after abandonment. This could correlate discovery of burrows to a population in the past.

Ad.2 This implies that a possible increase in burrows by an increasing population can be buffered depending upon the amount of abandoned burrows present.

Regarding the discovery of burrows during the field experiment these characteristics imply that:

1. not all new burrows may have been discovered; and:
2. observed burrows may be related to the population in the near past;
3. an increasing population may not lead directly to an increase of new burrows.

6.3 Study design

Objectives and research questions

The study aimed to quantify the relation between Muskrat trapping and resulting population size on the one hand and damage to levees and banks by burrowing activity of Muskrat on the other. The experimental set up described in chapter 4 provides an opportunity to quantify Muskrat damage in relation to the experimental treatments as well as in relation to existing differences in population size. The experimental treatments basically manipulated effort spent trapping, which was assumed to affect population size in a measurable way. Existing differences in population size have been caused by historical developments in Muskrat control and intrinsic differences between different landscapes.

To quantify the relations of interest, the number of burrows is compared to the experimental trapping treatment as well as to the population size (as indexed from the historical catch), both during the experiment as well as during a period up to 10 years preceding the experiment. As some of the selected 5-km squares include banks or levees with (small sections with) preventive measures, their efficiency is analysed as well.

Main questions of the study were:

1. to what extent is the damage observed in levees and banks related to existing or past population size of Muskrat, as measured from the catch made in previous years?
2. Is there an effect of the experimental treatment on the development in damage over the course of the experiment?
3. To what extent can preventive measures, in the absence of Muskrat control, safe-guard the proper functioning of dikes?

Study area

The study was performed in 117 '5-km squares' in the Netherlands, selected in a stratified random way. The selection procedure is described in chapter 4. The selected squares thus vary in the presence of Muskrat habitat (length of waterway), soil type and landscape. There are also historical differences in Muskrat population development, as have been described at the scale of provinces in van Loon et al. (2016).

Method

The selected 5 km-squares were subject to a treatment in which trapping effort was manipulated. The treatment had three levels 1) 'Increase by 30%' 2) 'Control (no change in effort)' and 3) 'Decrease by 30%', in comparison to the field effort (h/y) in the preceding reference period (November 2011-October 2012).

The burrowing activity of Muskrat was monitored during the experiment by an annual inspection of banks and levees in the experimental 5 km-squares and a registration of damage caused by burrowing. Damage by Muskrat was defined as the presence of burrow entrances, eroded banks, slides of a slope/bank; depressions in the bank or levee; or shallow bars in the water course by displaced soil. Observed damages where classified with regard to Muskrat as a cause of the damage:

- (a) certainly caused by Muskrat;
- (b) maybe caused by Muskrat (possibly in interaction with another cause)
- (c) not caused by Muskrat.

The first registration was at the start of the experiment (February/March 2013), the second, third and fourth registration were in the same period of the next years (until 2016). The registration was performed by a professional Muskrat trapper together with a levee expert of the responsible water authority. Damage was registered using mobile data collection using an application that was installed on a handheld device brought to the field during the inspections. The app required registration of specified features.

Because the appearance of Muskrat damage varies significantly, and the aim was to inspect large lengths of waterway, the monitoring distinguished between minor and major Muskrat damage. The difference between major and minor damage was defined by a threshold in either size, risk or monetary terms. Major and minor damage had different requirements regarding the selection of sections, inspection, and registration of damage (see table 6.1). The number of minor damages was simply counted in representative sections, whereas for major damages the details of location and characteristics of the damage were registered as well. Further explanation of the procedure is given in table 6.1 and the next paragraphs.



Photo 6.3 Trapper in search for minor damage (courtesy Dutch Water Authorities)

Table 6.1 Monitoring of major and minor damages. The length to be inspected is given per 5 km-square.

Class	Definition	Inspection	Inspected length	Registration
Major	Observed damage is major in case one of the requirements is valid: - the volume of displaced soil exceeds 0.5 m ³ ; - a depression in the bank / levee exceeds a surface of 2 m ² or a depth of 0.2 m; - the length of the damaged or eroded bank exceeds 2 m; - the cost for repair exceed € 2500,-.	Visual walking along the banks or on the levee	All banks and levees in the inner 3x3 km ² . In case this is a considerable length, a representative selection of 20 km banks and 10 km levees was made.	In full detail (type, size, etc.), including environmental features of the location of the damage.
Minor	A damage is minor in case the requirements of a major damage are not met. Distinguished are: - entrances or tunnels; - eroded banks; - minor slides of a slope/bank; - depressions in the bank/levee; - shallow bars in the water.	Detailed walking in the water along the banks or levee while fumbling with the feet (see photo)	A selection of 10 sections with a length of appr. 250 m each. The exact length is registered.	Total number per section, per distinguished type. The environment of individual sections is described, the location of the damage is not.

Selection of inspected sections of banks and levees

For all 5 km-squares the total length of banks and levees present varies from 0 km to almost 1600 km and 75 km respectively⁶. To harmonise the effort per 5-km square the inspected length was restricted to a representative sample of 20 km banks and 10 km levees.

⁶ For a single canal the banks on both sides are counted

The sections for monitoring the burrowing activities were selected following a clear protocol to guarantee representativeness. The sections to be inspected were to be selected inside a 3-km square in the middle of the 5-km square to minimise edge-effects. They were meant to represent the types of banks and levees present in the 5-km square, in terms of characteristics like vegetation, land use and water depth. The selection of the sections was constant over the experiment.

For monitoring of minor damages, 10 representative sub-sections were chosen from this selection, with a minimum length of 250 m per sub-section. These sub sections were homogeneous with regard to the mentioned characteristics, and (again) representative for the type of banks and levees in the 5-km square.

Registration of damages

Uniform registration was promoted by a protocol with detailed specifications on the inspections and registration of damages (figure 6.2), an instruction video and feed back on the data assembled. The registration was facilitated by using the above mentioned application. Since the field work was done by multiple observers, yearly meetings with responsible staff were organised.

Major damages were given a unique identifier, counted, and described with regard to their size (in classes, see protocol), by the presence of Muskrat (inhabited or not) and by age relative to the moment of (first) observation⁷ (<3 months, 3 - 12 months, 1 – 2 year, and > 2 year). In later years changes in size or repair of individual cases was registered.

Minor damages were counted by type, per section. Damage below the water level, such as entrances of burrows and tunnels, were searched for by walking in the water along the banks or levee while fumbling with the feet.

Several environmental characteristics are assumed to influence the burrowing behavior (par. 6.2). For better understanding of observed burrowing activity specified features of the inspected sections (minor damage) and location (major damage) were registered, such as type of bank protection, land use, vegetation, soil type, presence of predators and features of the water system (water depth, wave height, shipping).



Slides of a slope/bank

Depressions in bank or levee

Figure 6.2 Illustration of the protocol (coloured arrows indicate characteristics corresponding to registration of the size)

⁷ Often possible due to knowledge of the terrain by the local trapper, participating in the inspections

Verification of the data

Photos were taken of most damages. These photos were compared with the registered dimensions of a damage, to verify the data. Typical dimensions of a burrow have been measured in a sample of five large burrowsystems, by inserting styrofoam and excavating the resulting ‘model’ (Akkermans 2014).

6.4 Analysis

For each experimental 5-km square information concerning soil type (clay, sandy-clay, peat and sand), Experimental Treatment (Decrease, Control, Increase in Effort), Province and a dataset on historical Muskrat catches are available. The annual catch per 5 km-square during the study period was summed and the cumulative catch over the previous years was calculated, for periods lengths of 1 increasing to 10 years. The values for cumulative catch were divided by length of waterway and log-transformed in order to meet assumptions of normality and homogeneity of variance.

From the dataset only the major damages caused by Muskrat, or likely to be caused by them, were selected. Major damages were summarised per 5-km square per year by calculating the incidence of damage (n/km) from the number of damages observed divided by the inspected length of banks and levees. For the years 2-4, this includes individual cases that had been repaired. Five km-squares in which less than 1km was inspected for damage in total were not included in the analysis.

In order to test whether the incidence of major and minor damage increased over time and depended on treatment or the history of catches made, we compared several relevant linear mixed effect models (for major damage eight representative models are given in table 6.6), using the package lme4 (Bates et al. 2015), in the R programming environment (R Core Team 2013).

The model set comprised a null model with only atlas square as a random intercept (null), a model with year (coded from 1-4) as predictor in addition to the random effect of atlas square (year), models with year and treatment as predictor in addition to the random effect of atlas square (additive: year + treatment and in interaction: year* treatment), and models with year and the (log-transformed) cumulative number of catches /km over 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 and 10 years respectively (additive: year + cum. catch and in interaction: year * cum. catch) either or not with soil-class as additional fixed factor. The response variables Incidence of major damage (n/km) and Incidence of minor damage (number of burrow entrances/km), were log-transformed. The influence of individual data points on the final model predictions was assessed by calculating Cook’s distance using the package Influence.ME (Nieuwenhuis et al. 2015).

The individual major damages that were still inhabited, were tabulated in a two*two contingency table with regard to age at observation and volume. Using Fishers exact test we tested a null hypothesis of independence of rows and columns.

The proportion of the number of entrances observed as minor damage for different types of bank protection, was compared to the proportion of length of sections inspected for these sections using Fisher’s exact test.

6.5 Results

Study effort

Table 6.2 presents an overview of the (inspected) length of banks and levees, per treatment.

Table 6.2 Overview of (inspected) length of banks and levees in the 5-km squares per treatment. The selection of the sections was constant over the experiment. A total of 2,631 km of bank and levee combined had been inspected out of 47,177 km present.

Object	Treatment						Total		
	Control [km]	[%]	Decreased effort [km] [%]		Increased effort [km] [%]		[km]	[%]	
Banks	in 5*5 km ²	16,406		14,142		15,084		45,633	
	inspected for minor damage	55	0.3%	50	0.4%	54	0.4%	159	0.3%
	inspected for major damage	695	4%	710	5%	700	5%	2,105	5%
Levees	in 5*5 km ²	595		413		536.0		1,544	
	inspected for minor damage	22	4%	24	6%	35	7%	82	5%
	Inspected for major damage	164	28%	148	35%	215	40%	526	34%
Total	in 5*5 km ²	17,001		14,556		15,620		47,177	
(banks + levees)	inspected for minor damage	77	0.5%	74.8	0.5%	89	0.6%	241	0.5%
	inspected for major damage	859	5%	857	6%	915	6%	2,631	6%

Within the 5-km squares the length of the banks and levees present varies between 0 and respectively 1560 and 75 km. The maximum length of the inspected banks and levees in a 5-km square is 44 and 20 km for major damages, for minor damages the inspected lengths are 3.4 and 6.9 km. Among the 5-km squares the proportion inspected varies between as much as 100% and as little as less than 5% of all banks and levees present.

Incidences of major damage

In total 1904 major damages were observed and described, of which 1737 were assumed to be caused by burrowing by Muskrat (see table 6.3). The development of the number of major damages over time is presented in table 6.4. Damages were observed in banks as well as in levees in proportion to inspected length.

Table 6.3 Cause of observed damage

	Caused by Muskrat				Total	
	No	Maybe	Likely	Yes	Damages	Caused by Muskrat
Damages	167	103	288	1346	1904	1737

In total 279 (= 16%) major damages were found soon (< 3 months) after the estimated start of burrowing, whereas most were found 1 to 2 year (529, 30%) or even more than 2 years (480, 28%) after the start of burrowing. In total 1328 were judged to be abandoned (equal to 76%), 274 were inhabited (of which 97 were newly burrowed and 87 were more than 1 year old).

Approximately 90% (1560) of the major damages were recognised by damage to the bank / levee. Over the course of the years 261 cases of repair have been recorded.

Table 6.4 Number of major damages during the experiment

Major damage by Muskrat	Year				Total
	2013	2014	2015	2016	
Observed damages per inspection	484	534	355	364	1737
Total number of damages	484	1018	1373	1737	-

Reported major damages came in the form of eroded banks, slides of parts of a bank, depressions in the bank or the levee, and shallow bars in the water. Some results (see figure 6.3):

- the majority is characterised by multiple entrances (2-5, see panel A);
- the cost of repair will in most cases be limited (panel B);
- the surface of depressions is in the vast majority of cases less than 10 m², but has occasionally been estimated at 50 m² or even larger (panel C).
- the size of the damages in terms of volume (panel D), is smaller than 1 m³ in 58% of the cases

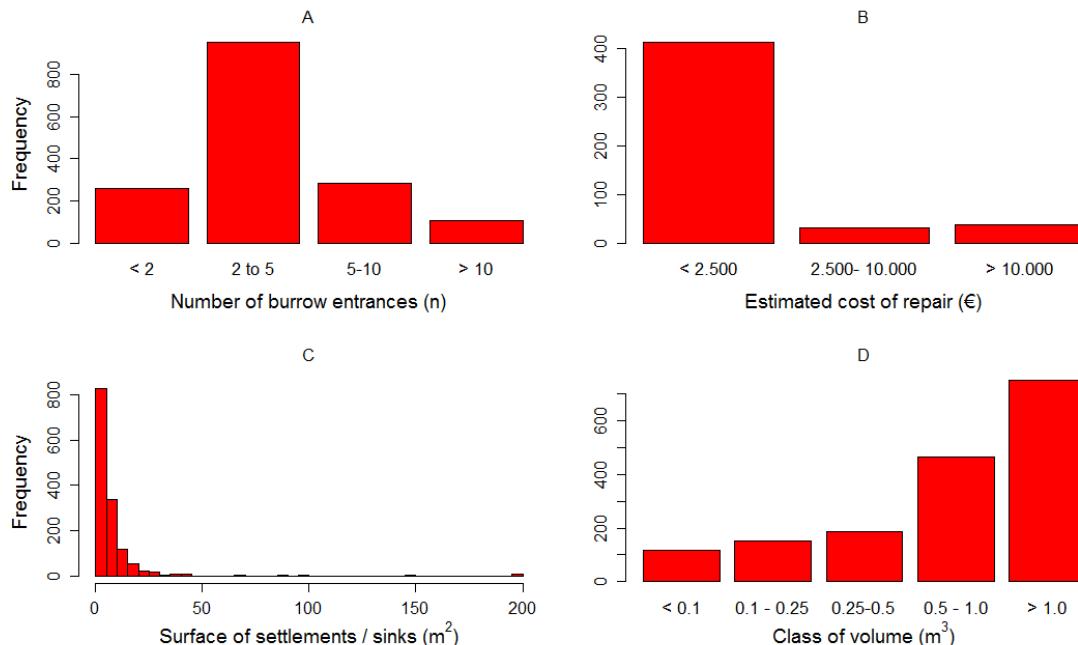


Figure 6.3. Histograms providing an indication of the size of the major damages recorded. Panel A: number of entrances, panel B: class of estimated costs of repair, panel C: surface of settlements/sinks, panel D: class of estimated volume of soil displaced.

Observed major damage related to current and historical catches

The incidence of major damage increased over time and had a positive relation to the historical catch made. The model involving year in interaction with the cumulative number of catches made over the past six years, was best supported by the data (table 6.5). Adding Soil class or Treatment did not improve the model-fit. Data transformation had effectively dealt with issues of homogeneity and non-normality. With regard to influential data, the Cook's distance for all datapoints was always lower than 0.3. Nonetheless, one atlas square (2144 DEC) contributed three influential data points, but removing them did not change which model was selected.

In 2016, the mean incidence of major damage was $0.50/\text{km} \pm 0.05$ s.e. However, this value is almost doubled at cumulative catches that are twice as high in comparison to the mean. The positive interaction between year and cumulative catch indicates that damage increased over time faster in 5 km-squares where more Muskrat have been caught (see table 6.6 and figure 6.4).

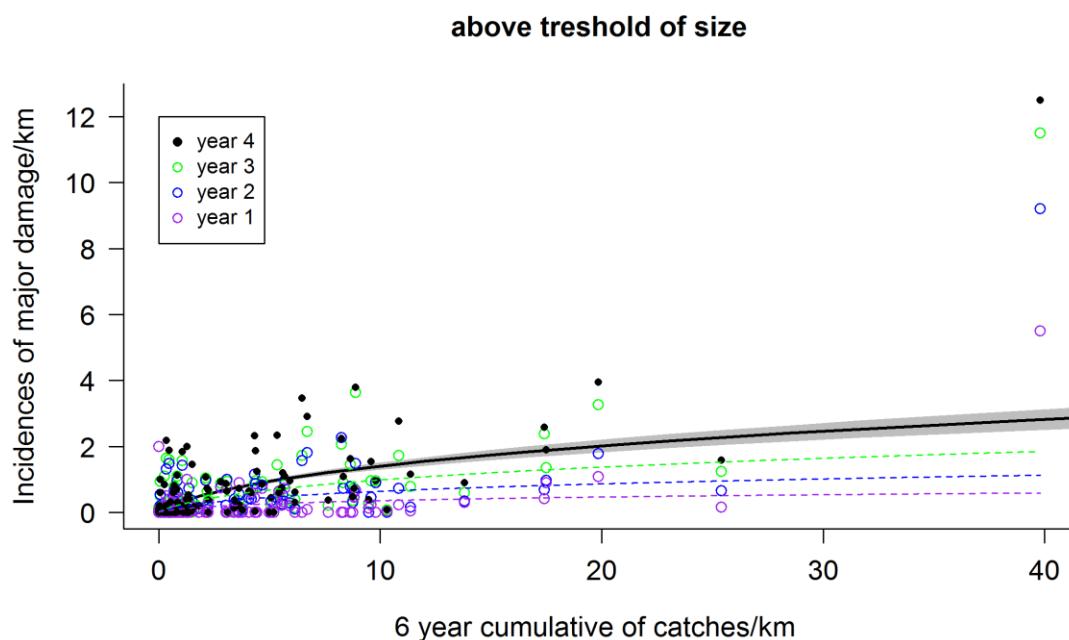


Figure 6.4 The relation between observed incidences of major damage caused by Muskrat during the study (2013-2016) and the cumulative numbers of Muskrat caught over the period 2010-2015. Data points correspond to 5-km atlas squares, sampled representatively. The black line, $\log(y) = 0.035 + 0.35\log(x)$, represents the linear mixed regression model fitted for year 4 (2016), while the grey polygon reflects the 95% confidence interval for that year. Marginal $R^2 = 0.38$, conditional $R^2 = 0.81$. The data have been derived from repeated observations ($n=464$) in 116 five km-squares over 4 year. Average inspected length per 5-km square was $22.5 \text{ km} \pm 0.89$ s.e.

Table 6.5 Ranking of 8 representative models evaluated for studying the incidence of major damage. The models are ranked according to AICc values. The first model (bold) is best supported by the data.

model ^a	K ^b	AICc ^c	Delta_AICc	AICcWt ^d
year*(6yr. cum. catch)	6	-26	0	0.94
year*(6yr. cum. catch) + soil	9	-20	6	0.04
year*(5yr. cum. catch)	6	-18	8	0.02
year + (6yr. cum. catch)	5	24	50	0
year	4	102	128	0
year * treatment	8	102	128	0
year + treatment	6	105	131	0
null	3	210	237	0

a) The model set comprised a null model with only the 5 km square (atlas square, As) as a random intercept (null), a model with year as predictor in addition to the random effect of atlas square (year),

models with year and treatment as predictor (additive: year + treatment and in interaction: year*treatment), and models with year and the log-transformed cumulative number of catches /km over 1, 2, 3, 4, 5, 6 and 10 years respectively (additive: year + cum. catch and in interaction: year * cum. catch) either with or without soilclass as additional fixed factor. Each of the models included the random effect of atlas square. b) K = number of free parameters in the model, c) AICc = Aikake Information Criterion, d) Difference in AICc value with best model, e) AICcWt = AICc weight.

*Table 6.6. Fixed effects of the model of incidence of major damage per 5 km square (atlas square, As), that was best supported by the data (see table 6.4). Year (2013-2016, coded as 1-4), 6yr. cum. catch/km = the cumulative number of catches made in the 5 km-square over the past six years (log_transformed), the model included a random effect per 5 km-atlas square. Marginal R² 0.38, conditional R² 0.81. Significance levels: *** = 0.001, ** 0.01, * = 0.05.*

Fixed effects:	Estimate	Error	df	t value	Pr(> t)	Std. significance
(Intercept)	0.017	0.051	236	0.33	0.74	
Ronde	0.005	0.012	346	0.38	0.70	
logyr6_km	0.043	0.036	236	1.21	0.23	
Ronde:logyr6_km	0.077	0.008	346	9.41	<2e-16	***

Most of the major damage is found in the low-lying peat and clay 5-km squares in the north-east (province of Groningen), the delta of the river IJssel (province of Overijssel), and Zuid Holland (see figure 6.5). These are the regions that have been responsible for the majority of catches just before, and during, the study period (see chapter 3 and chapter 4). Regions without damage overlap to a large extent with areas where Muskrat catches have been low or even absent (Noord-Brabant and Limburg).

Incidences of minor damages

In total approximately 18,700 (cumulative) minor damage were registered during the experiment. The development of the number of minor damage is presented in table 6.7. The number of minor damages was observed to increase over the entire study period for each of the categories of minor damage distinguished. Burrow entrances (or tunnels) were observed most often.

Table 6.7 Number of minor damage during the experiment

Number of minor damages	Year			
	2013	2014	2015	2016
Entrances / Tunnels	2329	2241	2915	3900
Eroded banks	291	548	533	878
Minor slides	374	371	358	446
Settlements / sinks	492	754	838	1098
Shallow bars	26	81	144	127
Total (per round)	3512	3995	4788	6449

This result for minor damage was essentially the same as that for major damage. The model involving year in interaction with the cumulative number of catches made over the past six years, was best supported by the data. The observed number of entrances per km increased with historical catch rate and increased faster over time where more Muskrat had been caught in the cumulative past (see figure 6.6). The model involving year in interaction with the cumulative number of catches made over the past six years, was best supported by the data,

and adding Soil class or Treatment did not improve the model-fit. The mean number of burrow entrances in 2016 was $13.3 / \text{km} \pm 1.4 \text{ s.e}$, but in several 5 km-squares mean values over a hundred have been observed.

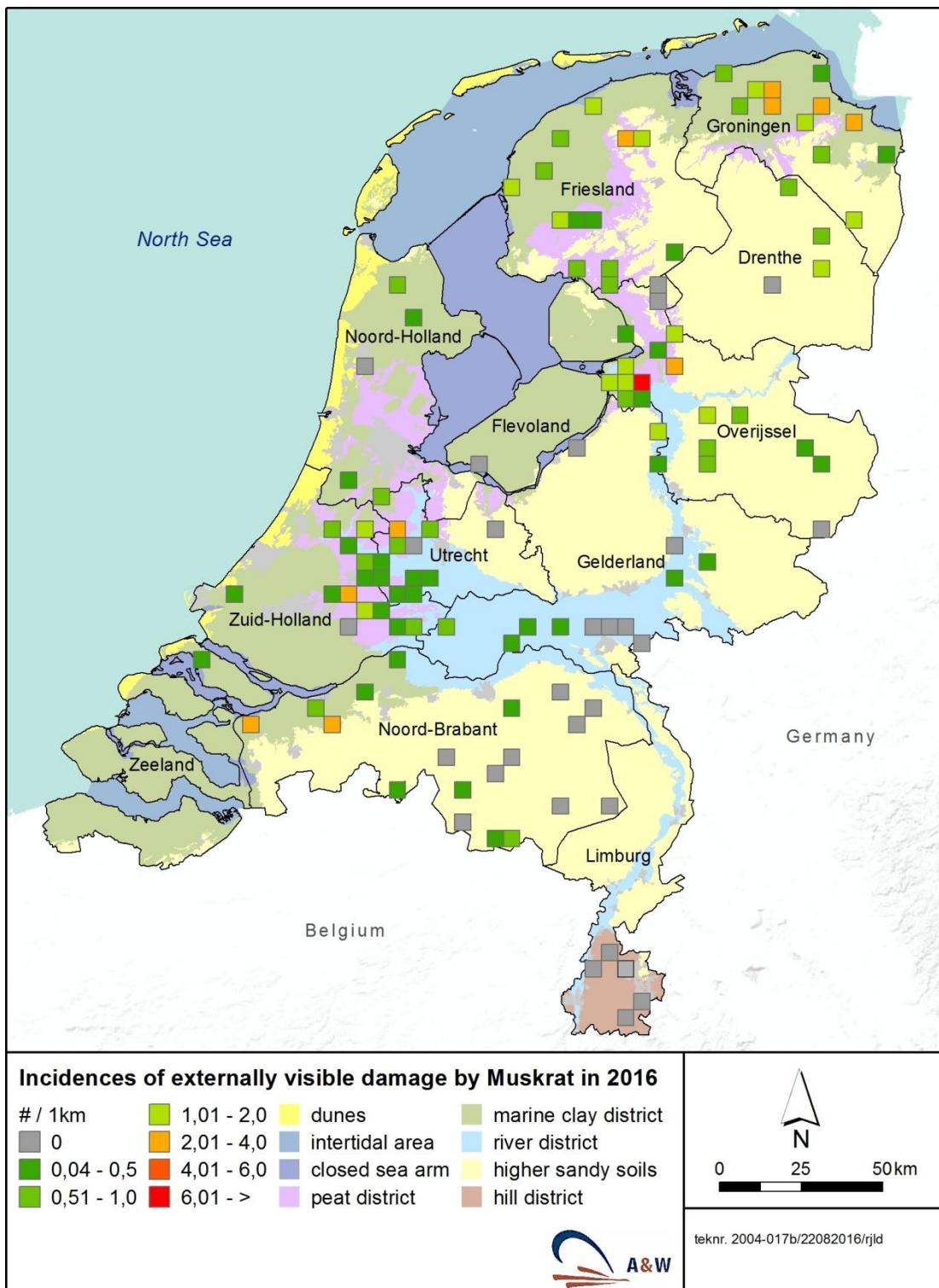


Figure 6.5. Map with the spatial distribution of 5 km-squares sampled and the incidence of major damage (n/km) observed in 2016.

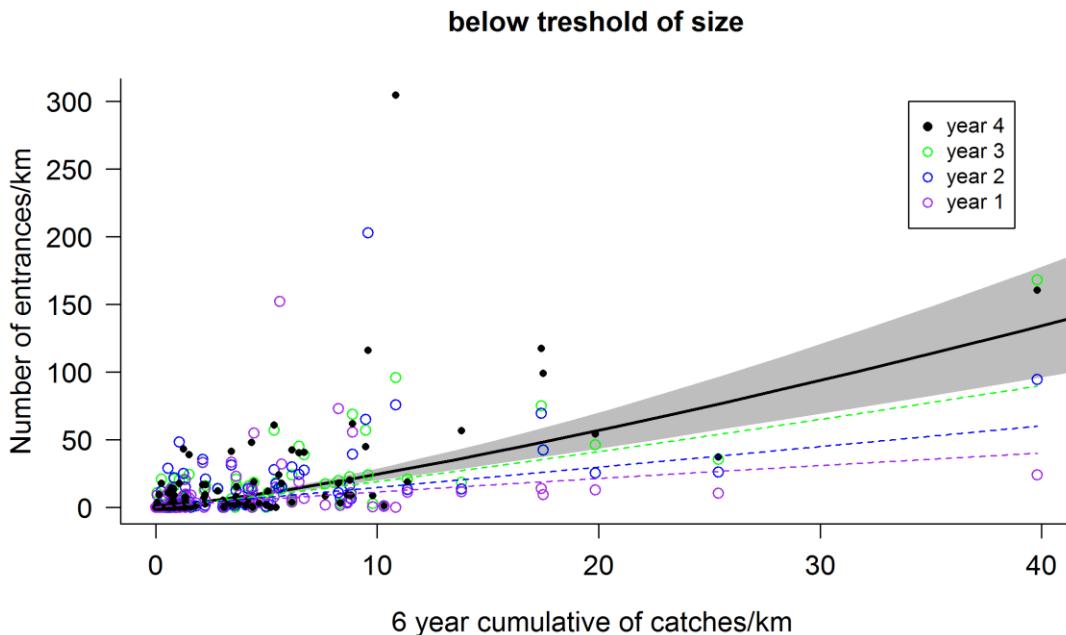


Figure 6.6. The relation between observed number of burrow-entrances (the most frequent type of minor damage) caused by Muskrat during and just after the study (2013-2016) in relation to the cumulative numbers of Muskrat caught over the period 2010-2015. The black line $\log(y) = 0.20 + 1.27(\log(x))$ represents the linear mixed regression model fitted for year 4 (2016). Marginal $R^2 = 0.45$, conditional $R^2 = 0.81$. There is a positive interaction between year and cumulative catch indicating that damage increased over time faster in 5 km-squares where more Muskrat have been caught. The data have been derived from repeated measures at 774 transects, in 111 five-km squares. Average transect length was $263 \text{ m} \pm 1.7 \text{ s.e.}$

Age of a burrow compared with volume of displaced soil

The individual major damages that were estimated at an age of three months or more were generally larger than those that were discovered soon after presumed initiation (Fishers exact test, two sided, $p < 0.001$, based on a sample of $n = 274$). 24% of damages younger than 3 months is in the smallest category ($< 0.1 \text{ m}^3$), and only 32% in the largest ($> 1 \text{ m}^3$), while in damages older than three months always more than 60% is found in the largest class of volume. Emphasized is that such volumes may not solely be assigned to burrowing capacity by Muskrat, as other processes may have increased the volume. Note that 76% of the damages were abandoned at the moment of discovery.

Information on preventive measures

In five situations preventive measures were implemented. At those sections none damages were observed. However, this is an extremely small sample, and in two of the 5-km squares hardly any damage was recorded anyway, so the information on the effectiveness of preventive measures remains restricted.

In the 5-km squares several sections with standard bank protection were selected. The number of entrances observed as minor damage during the careful inspection of representative subsections was not distributed as expected based on the length of sections inspected (see table 6.8, Fisher's exact test, $p < 0.001$). These data on minor damage indicate that hard revetments and rip-rap seem no effective measure to prevent burrowing. Most likely these measures were designed to protect against erosion by wave attack, and may not have an appropriate design to

prevent burrowing activity. However, retaining structures like a sheet pile apparently do protect against burrowing (as no minor burrows were found at such sections, with 1750 m representing 1% of the inspected length).

Table 6.8 The number of observed burrow entrances in relation to the sum of inspected length in 117 5-km squares distributed over the Netherlands, for those sections where type of bank protection was known. The expected no of entrances (last column) is calculated under the assumption that Muskrat have no preference for either type.

Character of the bank / slope	inspected length [m]	no of entrances observed	expected no of entrances
Sheet pile	1750	0	49
Bank protection by hard revetment	1350	37	38
Bank protection by braided tree branches or wood	5510	116	156
Bank protection with rip-rap	3420	29	97
Natural bank/slope (vegetated)	66389	2034	1876
Eindtotaal	78419	2216	2216



Photo 6.4 Levee protected with a preventive measure, constructed in 2013 (courtesy A&W)

6.6 Discussion

Reliability of the data

Photos of 866 major damages are available. Damage at the photos was compared with registered damages. The type of damage was verified (if visible externally), as well as the dimensions. Significant deviations were not found (exact verification of the dimensions was not always possible in case a clear scale lacked).

It is emphasized that all conclusions are drawn from 5-km squares with a population density as it was during the study period. These densities have tentatively been estimated by (van Loon et al. in prep.) at an average of approximately 2 Muskrat per km bank and levee (in 105 of 117 5-km squares the estimated density is estimated at less than 2 Muskrat per km). The population density may influence the burrowing behavior of Muskrat, where a high density is expected to lead to increased burrowing activity or increasing sizes of burrows, as mentioned in par. 6.2.

In some 5-km squares a large number of damages was found per unit length. Such high densities are not unrealistic, as was observed in het Veendiep in Drenthe in 2012, where 85 burrow entrances /km had been counted over a section of 2,5 km by visual observation. At that moment visual observation was possible during a temporary drawdown of the water, specifically for the purpose of inspecting the bank (see photo 6.5). Unless such special methods are used as was done in the above example with a drawdown of the water, the deployment of transmitters on Muskrat (c.f. chapter 5) or by careful fumbling with the feet as was done in this study, a substantial part of the damage below waterlevel remains undetected.



Photo 6.5 Outer slope of the levee along the Veendiep canal, during lowering of the water level to facilitate inspection. Several burrow entrances can be seen. March 2012. Photo Marc Rothengatter.

6.7 Main findings

The most important finding of this study is the relation between our index of Muskrat presence in the recent past and the amount of damage observed. The existence of this relation is one of the primary arguments to invest in Muskrat control. It remains to be shown how catch numbers exactly relate to population sizes, but given that consistent trapping effort is exerted in the entire country, it is useful as an index for this purpose. Differences in Muskrat population size in space reflect differences in habitat suitability and several other factors, amongst which the history of trapping. For the extent into which trapping affects population number of Muskrat in the Netherlands we refer to van Loon *et al.* (2016, chapter 3) and chapter 4. In van Loon *et al.* (2016), it is argued that current low catch rates of Muskrat in many regions in the Netherlands have been the result of a consistent trapping effort of sufficient quantity and quality over multiple years. These regions coincide with low density of observed damage in the survey presented here (see figure 6.5), providing correlational evidence for a relation between trapping and damage.

The development of the number of damages was not affected by our experimental treatment manipulating effort. Thus, our data do not allow to infer a causal relation between trapping and damage, at least over the time the field experiment was running. As is shown in chapter 4 no effect was detected of the experimental treatment on Muskrat population development (as measured from catch rates), so this lack of correspondence between treatment and observed damage can be explained from that alone. In addition, there is probably a time lag between any population change and a change in damage observed, as can be deduced from our data. Burrows develop in size and number over time and may take several years before they collapse, and become externally visible.

Average characteristics of major damages were found in the order of 1m³ of displaced soil, habitations with 2 to 5 entrances and a surface of 10 m². In (BCM 2006) the impact of damage by burrowing on the safety level of levees was analysed. In the analysis the damage was characterised specifically per failure mechanism, for example:

- to assess the height: a depression in the crest level of 0,3 m, due to a collapse of a burrow;
- to assess piping: a short cut through impermeable clay layers is considered;
- to assess stability: tunnels and entrances penetrating the outer slope over a width of 50 m.

In general the characteristics of damage found in this study comply to the characterisation in BCM (2006) (although a width of damage of 50 m was only found in some rare occasions). The size may even increase over time in interaction with flow of water (mainly by waves), soil type and lack of maintenance. In (BCM 2006) also indirect effects of damage (like increased pore waterpressures) are taken into account, indirect effects were not registered in this study. With the observed characteristics of a burrow for habitation in this study, a single burrow can endanger a levee (BCM 2006; BCM 2007b). Damages to flood defences by burrowing animals like Muskrat pose a threat for flood risk management.

Certain details of the burrowing capacity of Muskrat, especially the maximum depth below the water surface where burrowing takes place, are not yet sufficiently known to design preventive measures properly.

The collected data provide a base for additional analyses on the habitat preference of Muskrat. Such analysis is interesting but would benefit from additional data, such as a characterisation of all banks and levees in the 5-km squares and the spatial distribution of Muskrat within the 5-km squares. However, a new mobile data-registration of catches (as of 2014) by the Dutch

Water Authorities will certainly facilitate such an additional analysis, as the exact locations of Muskrat caught is now registered. Catches can thus be linked more precise to environmental features.

Presence of burrowing animals requires frequent inspection of levees for damages, and quick repair or maintenance. As damages are fairly invisible, inspections require a considerable effort. Prevention of damage by burrowing animals is relevant for all areas defended from flooding by levees, although the vulnerability of levees for damage by burrows varies among the different types of levees (small levees along canals are more vulnerable than typical Dutch coastal levees, (BCM 2006)).

6.8 Conclusions

There is a significant and positive relation between the historical catches and damage observed.

This is valid for minor and major damages distinguished in this study.

A significant relation between the change in number of damages and experimental treatment could not be found in this study. This can be understood, since in the previous chapter no relationship between treatment and population development was detected.

Many 5-km squares in the Netherlands have little damage, but on average 0.50 ± 0.05 s.e. incidences of major damage (above the thresholds defined by us) were found per km in 2016. Minor damage occurred much more often, with $13.3 /km \pm 1.4$ s.e. on average.

The average size of major damages is in the order of $1 m^3$ of displaced soil, habitations with 2 to 5 entrances and an average surface of $10 m^2$.

This study resulted in limited findings regarding the functioning of preventive measures. The effectiveness of preventive measures was not well assessed during the study. It is emphasized that details of the burrowing capacity of Muskrat are not yet sufficiently known to design preventive measures, while their capacity may evolve when forced by higher population densities. It has become clear nonetheless that Muskrat do not avoid banks that are characterised by standard protection measures, which have not explicitly been designed as preventive measures against burrowing.

6.9 Recommendations

To support the assessment of the impact of damage on flood defense, it is recommended:

- to study the incidences and characteristics of damage in areas without effective control (in neighbouring countries) and experimental sites in low risk areas in the Netherlands. In this study the population density was relatively low, and the observed values of the intensity and size of damage may differ in areas with a higher population;
- study in-direct effects of damage on a levee, especially the assumed increase of pore water pressures due to alteration of the hydraulic characteristics of the levee.

To support the implementation of preventive measures is recommended:

- to study the burrowing capacity of Muskrat, to obtain guidelines for the design of preventive measures;

- to design measures to prevent damage to water infrastructure, despite presence of Muskrat, and assess the financial (euro) and other costs (biodiversity) of these measures.

7 Beverrat vangsten en bijvangsten

Voor een goede inhoudelijke discussie over Muskusrattenbestrijding is het nuttig om ook enige feitelijke kennis over de soorten en aantallen bijvangsten mee te laten wegen. Welke factoren zijn op de ontwikkeling van het aantal bijvangsten van invloed? Terloops presenteren we hier ook de aantallen Beverrat (*Myocastor coypus*) vangsten, omdat de ontwikkelingen in de Beverrat bestrijding ook voor de bestrijding van Muskusratten relevant zijn. Daarnaast worden ook Muskusratten gevangen in de speciaal voor de Beverratbestrijding geplaatste levend vangende kooien.

7.1 Beverrat vangsten

Beverratten worden doelbewust bestreden in heel Nederland, en wel om dezelfde redenen als Muskusratten⁸. De Beverrat staat ook op de lijst van invasieve soorten in Europa (<http://www.ecopedia.be>). De Beverrat vangsten zijn van 5291 vangsten in 2001 gedaald naar 487 vangsten in 2013 (zie fig. 7.1). Daarna is het aantal weer opgelopen tot 1.212 vangsten in 2015. De achtereenvolgende zachte winters lijken hier debet aan. In Duitsland loopt de populatie sterk op met navenant meer uitstroom naar Nederland. De verspreiding van deze soort is door bestrijding zodanig beïnvloed, dat veruit de meeste vangsten nu langs de grens met Duitsland worden gemaakt (bron: vangstregistratie). Feitelijk is in de rest van Nederland sprake van een situatie van ‘complete removal’.

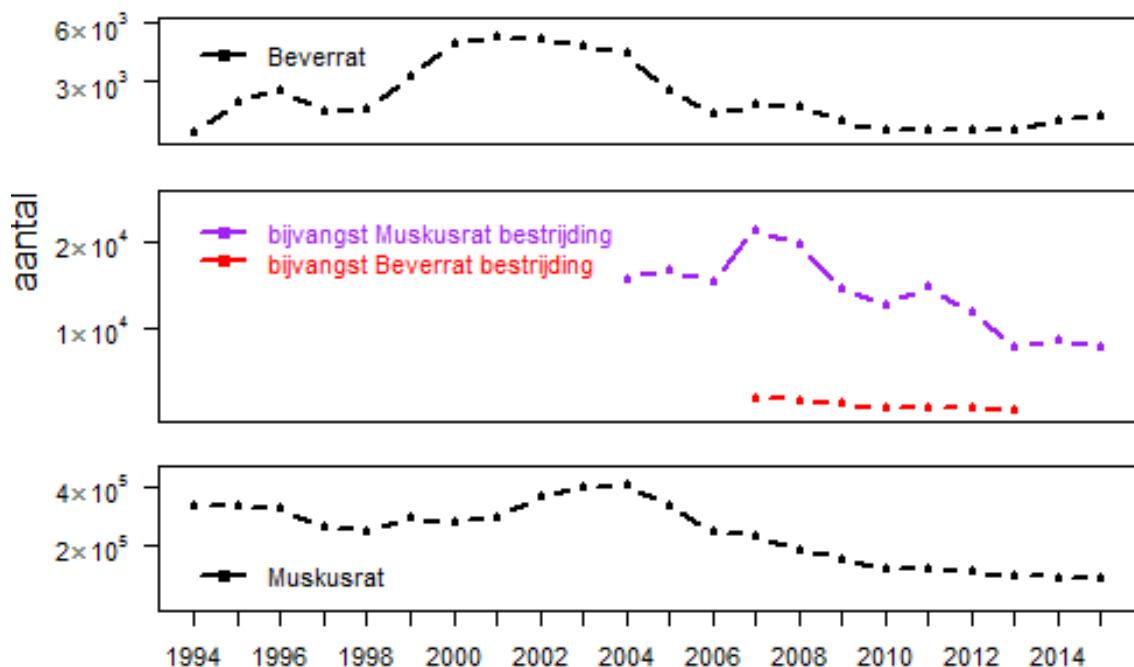
7.2 Bijvangsten

Het aantal - dode – bijvangsten bij de Muskusrattenbestrijding wordt sinds 2004 consistent bijgehouden. Een deel van deze bijvangst is 'gewenst', zoals de Bruine rat, en een deel is 'ongewenste' bijvangst. Een doorwrochte analyse met betrekking tot aard en omvang van de bijvangsten is gemaakt in Klop et al. (2011). In deze bijdrage gaan we kort op de hoofdlijnen in. Een belangrijke vraag die we onszelf hierbij stellen is in hoeverre de aantallen bijvangsten afhangen van de inzet van bestrijding en de mate waarin een meer of minder actieve stijl van bestrijding wordt gebruikt. Onder actieve bestrijding verstaan we een stijl waarbij de dieren worden opgezocht (actief) en veelal met klemmen worden gedood. Dit in tegenstelling tot passieve bestrijding, waarbij de dieren in zekere zin worden opgewacht en meer van vangkooien en fuiken gebruik wordt gemaakt. De aard van de vangmiddelen die het meest worden gebruikt hangt dus samen met de stijl.

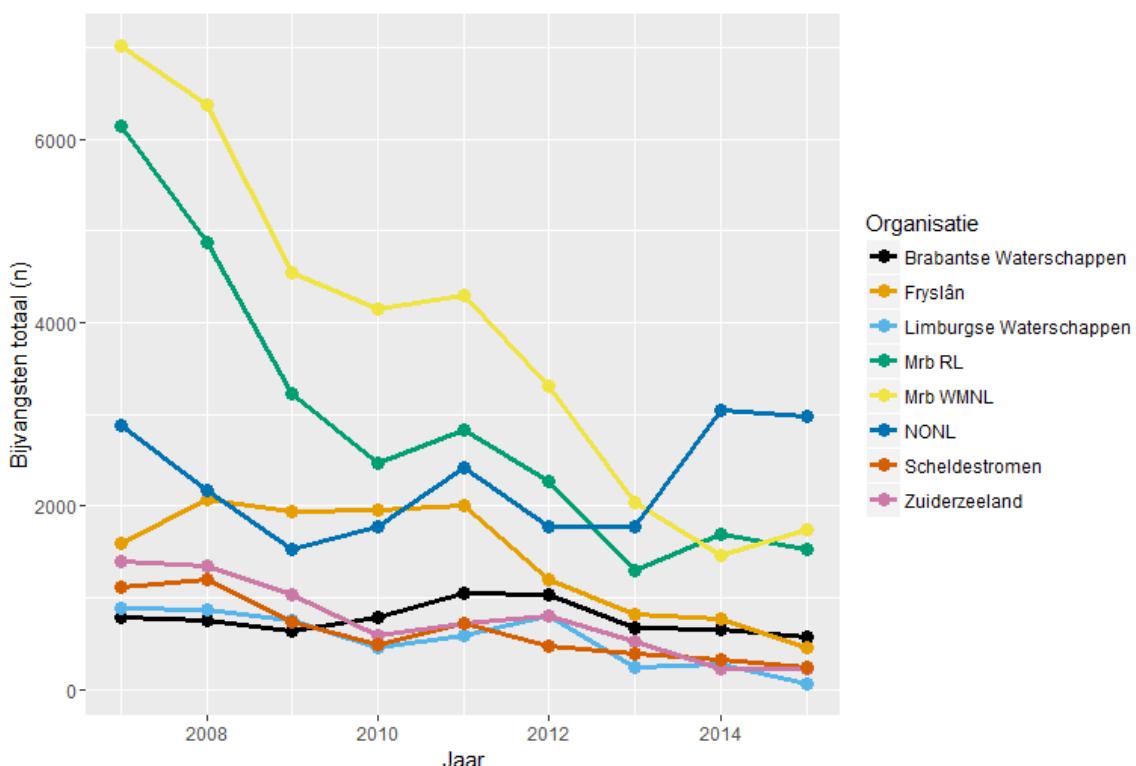
Het aantal bijvangsten is van een maximum van 21.364 geregistreerde vangsten in 2007 gedaald naar 7.818 bijvangsten in 2015. Figuur 7.1 geeft de totale aantallen bijvangsten bij de Muskusrattenbestrijding per jaar. Bij de Beverrattenbestrijding worden ook bijvangsten gemaakt (zie figuur 7.1), maar daar gaan we in dit hoofdstuk verder niet op in.

In figuur 7.2 staan de aantallen per bestrijdingsorganisatie over de tijd. De daling is zeer omvangrijk, zichtbaar bij vrijwel alle bestrijdingsorganisaties, en loopt parallel aan de daling in Muskusrat vangsten.

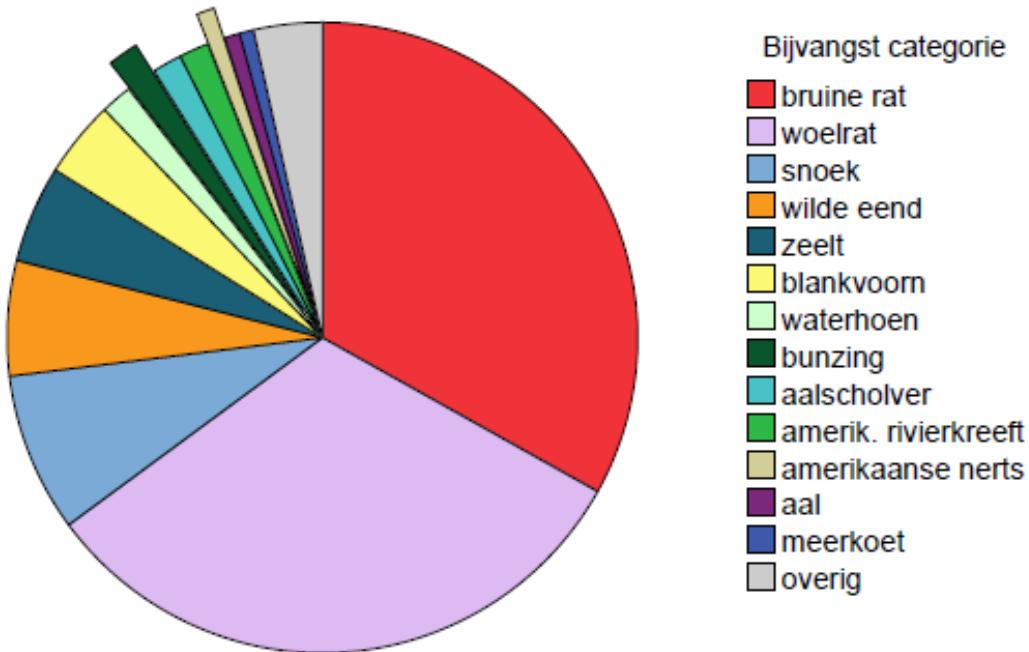
⁸ Relevant voor onze analyses in de voorgaande hoofdstukken is overigens dat de daartoe benodigde tijd apart wordt geregistreerd.



Figuur 7.1 Trendontwikkeling van Beverrat vangsten over de jaren 1994 tot 2015 (bovenste paneel), en het totaal van de geregistreerde dode bijvangsten bij de Muskusrat- en Beverrat bestrijding (middenste paneel). Ter referentie zijn in het onderste paneel de Muskusrat vangsten gegeven. Data UvW. Let er op dat de schalen van de y-as verschillen tussen de panelen.



Figuur 7.2 De recente ontwikkeling in aantalen bijvangsten per bestrijdingsorganisatie over de jaren 2007-2015.



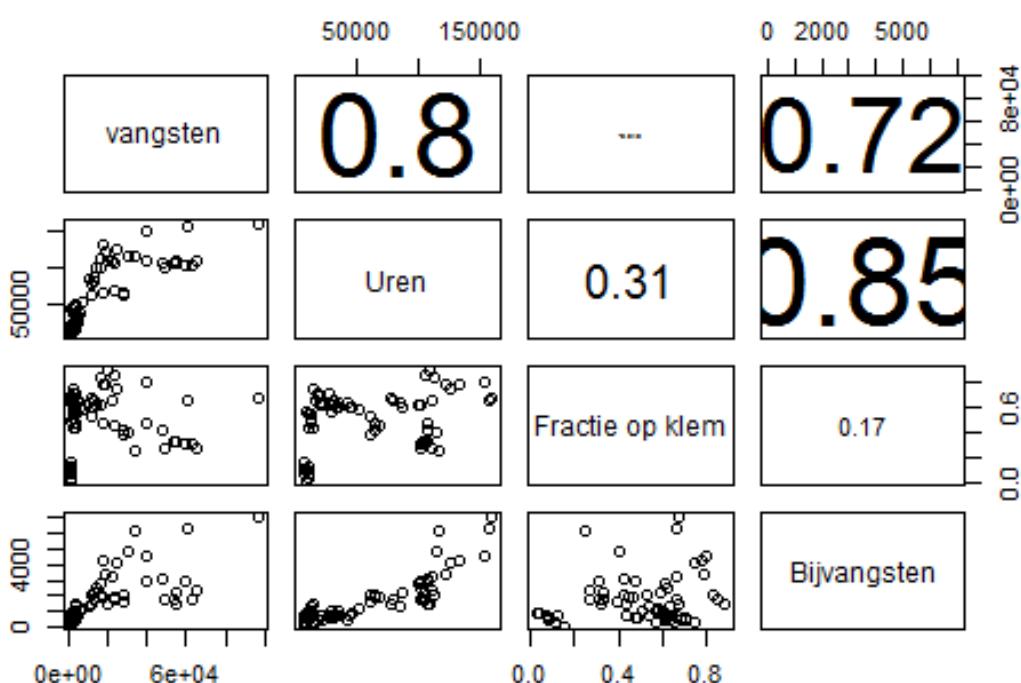
Figuur 7.3. De aantalverdeling van dode bijvangsten naar soort in 2013. De potentiële gewervelde land-predatoren van de Muskusrat zijn benadrukt.

Door de jaren heen zijn er ruim 107 verschillende soorten bijvangst geregistreerd, van Amerikaanse hondsvis tot Zwarte rat. Voor het jaar 2013 hebben we de verdeling over de belangrijkste soorten -qua aantal- samengevat in figuur 7.3, om een indruk van het spectrum te geven. De keuze voor het jaar 2013 was een arbitraire keus, op grond van eenvoudige beschikbaarheid van de data; de registratie is daarna zelfs in een meer precieze vorm voortgezet. Een twaalftal soorten werd in 2013 meer dan 25 keer gevangen. Van deze soorten overige bijvangst zijn die van de Bruine rat en de Woelrat het hoogst in aantal (Figuur 7.3), gevolgd door algemene vissen en watervogels. Relevant zijn ook de bijvangst van Bunzing ($n = 122$ in 2013), Amerikaanse nerts ($n = 71$) en Hermelijn ($n = 15$), omdat dit soorten zijn die de Muskusrat als prooi kunnen hebben.

7.3 De invloed van bestrijdingsinzet en bestrijdingsstijl op het aantal bijvangst

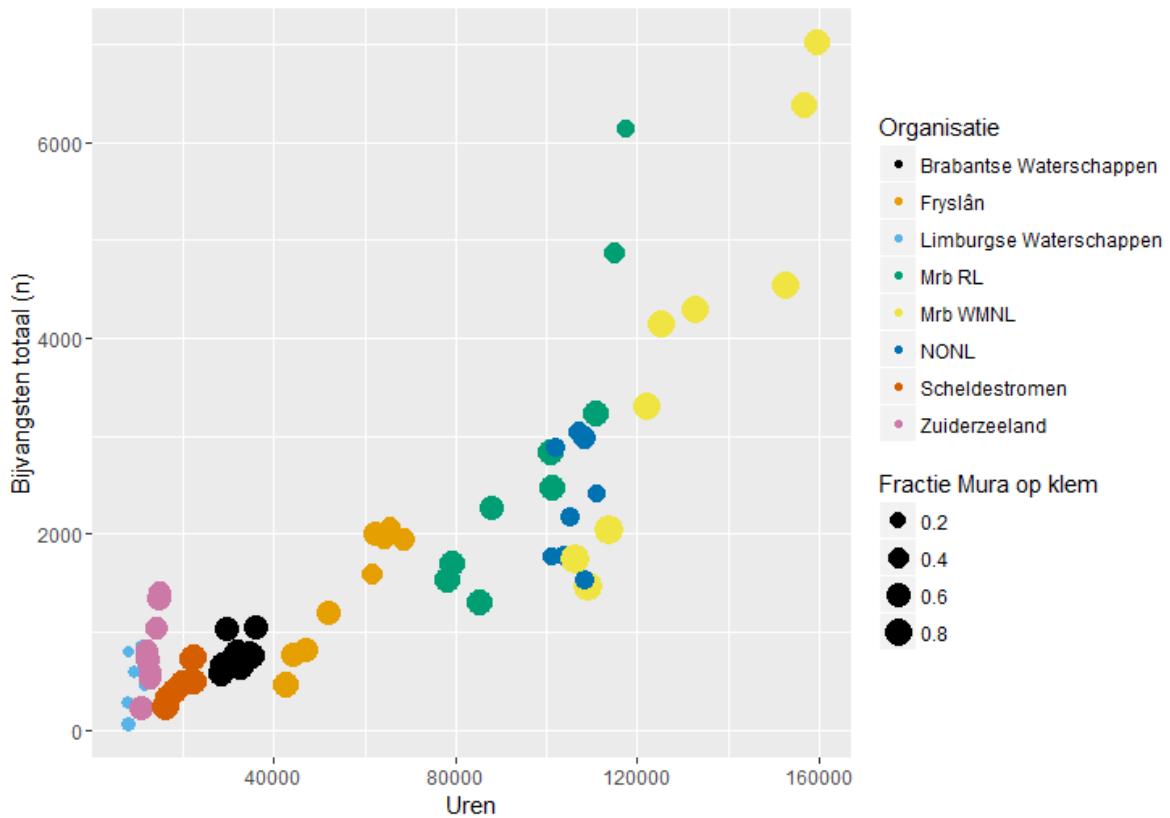
Zoals blijkt uit figuur 7.1 en 7.2 daalt het aantal bijvangst de laatste jaren sterk. Bij de ene organisatie gaat dat harder dan bij de andere. Ook verschilt het absolute aantal tussen de bestrijdingsorganisaties, al was het alleen maar omdat ze verschillen in omvang, leefgebied en bestrijdingsinzet. Om te beoordelen in hoeverre er, onafhankelijk van het aantal ingezette uren (of vangsten) ook nog invloed is van de organisatie, de stijl van bestrijding (actief of passief) is een statistische toetsing gedaan. De toetsing is uitgevoerd met gegevens van na 2007, omdat vermoed wordt dat in de opstartfase van de registratie de bijvangst niet consequent of consistent is ingevoerd. Voor het overzicht zijn eerst een paar correlaties berekend. Daarna is er een linear model gemaakt waarin de benoemde factoren zitten en is bekeken of het model net zo goed bleef als er een factor weggelaten werd.

Het aantal bijvangsten correleert goed met het aantal uren dat in het veld wordt besteed. Dat aantal uren correleert op haar beurt weer met het aantal vangsten dat wordt gemaakt. De bivariate correlaties worden in onderstaande figuur gegeven (zie figuur 7.4). De figuur is een zogenaamde ‘pairs-plot’. Linksonder de diagonaal zijn de datapunten geplot en in het gespiegelde paneel aan de bovenzijde van de diagonaal is de correlatiecoëfficiënt gegeven. Deze coëfficiënt wordt met grote font afgedrukt als de correlaties sterk is. De correlatie tussen het aantal uren en het aantal bijvangsten is bijvoorbeeld 0.85. Omdat vangsten en uren heel sterk correleren is in het onderstaande model alleen de variabele ‘uren’ opgenomen.



Figuur 7.4. Zogenaamd ‘pairs plot’ van bi-variate correlaties tussen vangsten, uren, het aandeel Muskusratten dat op de klem wordt gevangen en het totaal aantal daarbij geregistreerde bijvangsten op jaarbasis. In de panelen onder de diagonaal kan men de datapunten zien. In de panelen boven de diagonaal staat de correlatie coëfficiënt, een getal tussen nul en één dat de sterkte van de correlatie aangeeft. Een sterkere correlatie is met een groter font afgedrukt. Data van de UvW per bestrijdings organisatie ($n=8$) voor de jaren 2007-2015.

Het aantal bijvangsten hangt vooral af van het aantal uren in het veld, maar daarbinnen is er nog verschil tussen bestrijdingsorganisaties, in interactie met het deel van de Muskusratten dat op de klem wordt gevangen (zie figuur 7.5). Het effect van die laatste factor is niet zo heel groot, maar wel significant. Binnen West en Midden Nederland worden er minder bijvangsten gemaakt naarmate er meer op de klem wordt gevangen, binnen Noord Oost Nederland is dat effect andersom. Een goed model om dit te beschrijven was een linear model met een interactie tussen bestrijdingsorganisaties en de fractie van Muskusratten op de klem ($R^2_{adj.} = 0.9635$, $F_{16,52} = 113.1$, $p < 0.001$; details onderaan dit stuk).



Figuur 7.5 Het totaal aantal bijvangsten in relatie tot het aantal uren in het veld, uitgesplitst naar bestrijdingsorganisatie en de fractie van de Muskusratten die met actieve middelen (op de klem) wordt gevangen. Data van de UvW voor de jaren 2007-2015.

7.4 Discussie

In ieder geval in de beginjaren van de bijvangstregistratie heeft een gebrek aan consistente registratie een rol gespeeld. Vooral in deze eerste jaren is de betrouwbaarheid van het aantal geregistreerde vangsten daarom laag (mond. med. Dolf Moerkens). Het laatste decennium wordt vanuit het management consequent de boodschap uitgedragen dat het registreren van bijvangsten wenselijk is (eigen observatie & mond. med. D. Moerkens), en er mag worden aangenomen dat deze onzuiverheid daardoor minder belangrijk is geworden.

Uit de analyses volgt een belangrijke waarneming: Naarmate er meer tijd in het veld gespendeerd wordt aan het Muskusratten vangen, zijn er meer bijvangsten. Tijd is hierbij uiteraard een benadering die moeten worden geïnterpreteerd als een afspiegeling van het aantal vangmiddelen in het veld. Dit is analoog aan hetgeen gevonden werd door Klop et al. (2011), namelijk dat het aantal uitstaande middelen een zeer belangrijke variabele is. Zoals benoemd geven Klop et al. (2011) een meer diepgaande analyse van aard en omvang van de bijvangsten tot het jaar 2010, en daar verwijzen we dan ook graag naar. Zij laten bijvoorbeeld ook nog zien dat soortgroepen verschillen in de mate waarin ze op verschillende vangmiddelen worden bijgevangen. Vogels en zoogdieren worden i.h.a. meer op de klem bijgevangen. Het was voor hen echter nog niet mogelijk om de rol van het aandeel vangsten op de klem integraal in de analyse mee te nemen.

Het aantal bijvangsten blijkt ten dele afhankelijk van organisatie en van vangmiddel. Bij de ene bestrijdingsorganisatie lijkt een grotere nadruk op klemmen tot meer bijvangsten te leiden,

terwijl dat bij een andere organisatie tot minder bijvangsten leidt. Het is interessant om hier samen met bestrijders in de nabije toekomst eens naar te kijken. Zij weten hoe nauw dit samenhangt met het aanwezige soorten spectrum (cf. Klop et al. 2011) en hoe ze het met hun vakkennis kunnen mitigeren. De wijze van plaatsing, de timing en de bezoekfrequentie beïnvloeden allemaal de mate waarin ongewenste dode bijvangsten plaatsvinden.

Klop et al (2011) geven verschillende aanbevelingen om het aantal bijvangsten te verminderen, zowel absoluut als relatief. Zij geven met name aan dat het aanbeveling verdient te onderzoeken in hoeverre het aantal uitstaande vangmiddelen kan worden verminderd. Wij denken dat er daartoe twee geschikte alternatieven zijn. Enerzijds de optie om het bestrijden geheel achterwege te laten, anderzijds een poging om de aanwezige populatie Muskusratten verder te verlagen, zodat er uiteindelijk minder middelen uit hoeven te staan. De laatste optie betekent feitelijk het voortzetten van de huidige dalende trend in bijvangsten. In onze optiek is die vrijwel geheel te danken aan de situatie dat Muskusratten populaties beter onder controle zijn gekomen door een effectiever bestrijding . Bestrijding effectiever uitvoeren heeft zowel te maken met de kwaliteit als de kwantiteit van de inzet. Deze inzet moet mede worden gezien als een investering, om te komen tot minder bijvangsten op de lange termijn.

Verder blijft het zaak te werken aan technische aanpassingen aan vangmiddelen en voortgaande innovatie. Eén voor de hand liggende optie is om vangmiddelen die slechts uitstaan ter signalering, door cameravallen te vervangen.

Volg, voor enkele interactieve grafieken op basis van deze data, deze [link](#)

Details van het aangepaste lineaire model

lm(formula = Totaal.Bijvangsten ~ Uren + Organisatie * fract.mura.op.klem, data = mydata2)

Coefficients:	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	significantie
(Intercept)	234	1689	0.14	0.89	
Uren	0	0	8.06	0.00	***
OrganisatieFryslân	-1090	1818	-0.60	0.55	
OrganisatieLimburgse Waterschappen	299	1697	0.18	0.86	
OrganisatieMrb RL	1766	1814	0.97	0.33	
OrganisatieMrb WMNL	7797	2556	3.05	0.00	**
OrganisatieNONL	-4694	1778	-2.64	0.01	*
OrganisatieScheldestromen	-274	2333	-0.12	0.91	
OrganisatieZuiderzeeland	1115	2010	0.56	0.58	
fract.mura.op.klem	-1650	2684	-0.62	0.54	
OrganisatieFryslân:fract.mura.op.klem	717	2960	0.24	0.81	
OrganisatieLimburgse Waterschappen:fract.mura.op.klem	-3229	3587	-0.90	0.37	
OrganisatieMrb RL:fract.mura.op.klem	-5136	2794	-1.84	0.07	.
OrganisatieMrb WMNL:fract.mura.op.klem	-11970	3274	-3.66	0.00	***
OrganisatieNONL:fract.mura.op.klem	6239	3071	2.03	0.05	*
OrganisatieScheldestromen:fract.mura.op.klem	980	3641	0.27	0.79	
OrganisatieZuiderzeeland:fract.mura.op.klem	-671	3475	-0.19	0.85	

Signif. codes: *** < 0.001 , ** < 0.01, * < 0.05 , . < 0.1

Residual standard error: 289.9 on 52 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.9721, Adjusted R-squared: 0.9635

F-statistic: 113.1 on 16 and 52 DF, p-value: < 2.2e-16

8 Economische schade door Muskusratten aan de landbouw

Anne Renske Meijer en Daan Bos

8.1 Inleiding

De motivatie om muskusratten te bestrijden is voor de Waterschappen primair gelegen in de risico's dat waterkeringen falen door graverij. Het gaat vooral om veiligheid, en veel informatie hierover is te vinden in het voorgaande hoofdstuk, in de rapportages van de TAW (1985) en BCM (BCM 2006). Er kan ook schade ontstaan die economisch van aard is. Vooral boeren, maar ook andere private personen, kunnen daar de lasten van ondervinden. Muskusratten eten allerlei gewassen, of laten de oevers van weiland, akkers en tuinen afkalven als gevolg van graverij. Schade door exoten, zoals de Muskusrat, komt in principe niet in aanmerking voor een tegemoetkoming door het Faunafonds (Guldemond *et al.* 2013).

Hoe belangrijk is die schade door graverij en vraat aan gewassen? Zou die schade zó groot kunnen zijn dat ze door andere partijen als onacceptabel wordt ervaren? Verscheidene auteurs hebben daar een inschatting van gemaakt in verschillende tijdvakken en met verschillende methoden (Litjens 1973; Doude van Troostwijk 1976; Litjens 1981; Wijnen 1984; Gaaff *et al.* 2007; Guldemond *et al.* 2013). Een samenvatting tot begin 2000 is daarvan te vinden in Lammertsma & Niewold (2005). De schattingen ten aanzien van de omvang van schade uit deze bronnen kennen elk een aantal beperkingen, zoals het gegeven dat de aantallen Muskusratten niet bekend waren, en dat er geen inzicht was in de factor tijd. Maar ze zijn relevant om een historisch perspectief mee te kunnen schetsen. Daarbij kunnen een aantal van die beperkingen nu omzeild worden.

Als we praten over schade is het relevant om de veiligheidsrisico's en de economische schade die door muskusratten wordt aangericht, apart te benoemen. Beide hangen samen met graverij of vraat. Gaaff *et al.* (2007) en Lammertsma & Niewold (2005) onderscheiden graverij in waterkeringen/infrastructuur, graverij in oevers en grondverplaatsing in wateren enerzijds. Anderzijds gaat het bij hen over vraatschade aan landbouwgewassen, schade voor visserij en een effect op natuurlijke processen. Daarnaast blijkt de muskusrat ook drainagegebuizen, duikers en kunstwerken te kunnen verstoppen. Voor een beschrijving van deze schadeklassificatie verwijzen we naar deze beide bronnen (Lammertsma and Niewold 2005; Gaaff *et al.* 2007). Veiligheids risico's kunnen ontstaan door ondermijning van kaden of dijken. Economische schade (bijvoorbeeld aan de landbouw) bestaat uit andere gevolgen van graverij en vraat (afkalvingen van oevers, stremming van de watergang, incidenten met voertuigen of vee) en inkomstenderving door verlies van gewas.

De factoren die de mate van schade door muskusratten beïnvloeden zijn besproken in Gaaff *et al.* (2007) op basis van het werk van Lammertsma & Niewold (2005). Eén van die factoren is het aantal aanwezige muskusratten. Het verloop hiervan is altijd een onbekende geweest, maar op basis van aantallen vangsten per uur of per km oeverlengte was altijd wel aannemelijk te maken in hoeverre de achterliggende populaties in ruimte en tijd meer of minder talrijk waren. Deze context is hier ook belangrijk. De huidige veldproef (hoofdstuk 5) wordt uitgevoerd in een fase waarin het aantal vangsten relatief laag is (van Loon *et al.* 2016). Ook de

schattingen door Gaaff *et al.* (2007) en Guldemond *et al.* (2013) vonden plaats in de context van dalende aantallen vangsten.⁹

Vraatschade aan landbougewassen, één van de componenten van schade en aanleiding voor de hier beschreven deelstudie, wordt in historische bronnen steeds benoemd, maar wordt vrijwel nergens aan de hand van werkelijke schade inzichtelijk gemaakt. Van Troostwijk (1976) noemt deze kostenpost 'onbetekend'. Gaaff *et al.* (2007) namen het bijzonder weinig waar en konden de omvang ervan niet goed schatten. Uit de enquête van Guldemond *et al.* (2013) blijkt dat andere diersoorten, met name ganzen, Zwarte kraai/Kauw, Houtduif en Konijn een veel grotere bron van schade zijn voor boeren dan Muskusratten. Ook een mededeling door een vertegenwoordiger van het Faunafonds (Maasbach pers. med.) en eigen veldkennis, gaven geen aanleiding om te vermoeden dat landbouwschade door Muskusratten van groot economisch belang zou zijn. Toch wilden we dit graag in de context van deze veldproef documenteren, omdat het relevant is bij het ontwikkelen van een visie op de bestrijding.

Een publiek debat over de voors- en tegens van Muskusrattenbestrijding, en een correcte interpretatie van de bevindingen uit de landelijke veldproef, behoeft informatie over de veiligheidsrisico's en economische schade, alsmede de perceptie daarvan. In het kader van de landelijke veldproef is er een steekproef van 119 gebieden, waar de ontwikkeling in de vangsten met muskusratten goed in beeld is. Hier zijn jaarlijks objectieve schadebepalingen aan waterkeringen en oevers gedaan. De schade aan de landbouw werd daarbij maar ten dele gemeten, omdat vraatschade aan gewassen niet werd bepaald. Daarom wordt de perceptie ervan geobjectiveerd aan de hand van een aanvullende telefonische enquête, waarover in dit hoofdstuk wordt gerapporteerd. Verder hebben we historische informatie uit jaarverslagen en de bovengenoemde bronnen samengevat om te zien of er kwantitatieve inschatingen van economische schade aan de landbouw in te vinden zijn, of die schade sterk is veranderd in de afgelopen decennia, en welk aandeel gewassenschade daarvan uitmaakt.

Hierin stellen we onszelf de volgende onderzoeks vragen:

1. Wat is de perceptie van de omvang van economische schade bij boeren in een selectie van sterk met Muskusratten besmette uurhokken in Nederland?
2. In hoeverre is de omvang van economische schade aan de landbouw veranderd in de afgelopen decennia, en hoe hangt dit samen met veranderende ontwikkelingen in vangsten van deze dieren?

Het einddoel is om de schade aan landbouw (waaronder de schade aan gewas) door Muskusratten te beschrijven, en deze in perspectief te zetten ten opzichte van het verleden, en ten opzichte van gemeten schade aan oevers en keringen in de veldproef (zie hoofdstuk 6). We beperken ons hierbij tot gebieden waarvan we redelijkerwijs kunnen vermoeden dat er grote aantallen Muskusratten zijn.

8.2 Methode

Het onderzoek naar vraatschade aan gewas door muskusratten is gedaan door middel van een telefonische enquête en een enkel veldbezoek. De enquêtes zijn uitgevoerd door beide auteurs maar het zwaartepunt van de dataverzameling lag bij A.R.Meijer.

⁹ Nog te berekenen informatie uit de modelstudie van Loon (in prep.; model), maakt het in de nabije toekomst mogelijk de gerapporteerde schades aan populatie dichtheden te koppelen.

Op grond van de literatuur en kennis van de veldsituatie was het aannemelijk dat in een groot deel van de proefgebieden de schade aan gewassen verwaarloosbaar zou zijn (zie inleiding). Daarom kozen we ervoor de meer extreme situaties op te zoeken en daar een bepaling van economische schade te doen. We hebben ons beperkt tot uurhokken met hoge aantallen vangsten (met gemiddelde vangstsnelheden tussen de 0.4 en 2 vangsten per uur). Daarbinnen hebben we ons zoveel mogelijk beperkt tot proefuurhokken uit de veldproef. Onder de coordinatoren en de teamleiders is een verzoek uitgezet om telefoonnummers aan te leveren van boeren waarvan bekend is dat ze gevoelige teelt hebben of daadwerkelijk gewasschade hadden. Op basis hiervan zijn zeven respondenten aangeleverd en daadwerkelijk gesproken. De overige 57 interviews zijn gebaseerd op een toevallige keuze van telefoonnummers van boeren uit de geselecteerde uurhokken op basis van internet en google maps, waarbij gezorgd is voor een spreiding over akkerbouw- en veeteeltbedrijven.

Het enquête protocol is terug te vinden in de bijlage. In de enquête vroegen we de boeren om een eigen inschatting van het oppervlakte aan gewas met vraatschade, het oppervlak aan verzakkingen, de kosten van herstel en/of de gederfde opbrengst (in euro). Enkele schattingen van grote omvang hebben we in het veld gecontroleerd. Om een oppervlakteschatting om te zetten in euro's gederfde opbrengst is ervan uitgegaan dat de kosten voor gras, mais en graan respectievelijk 200, 1400 en 1000 euro per ha bedragen (op stam; Guldemond *et al.* 2013). In een aantal gevallen zijn schattingen gegeven in termen van een aantal verzakkingen met een niet nader bepaalde oppervlakte. Om deze schatting om te zetten in een oppervlakte hebben we per verzakking een oppervlakte van 12 m² aangehouden, gebaseerd op de omvang van een gemiddelde verzakking in 1975 (Commissie Muskusrattenbestrijding 1976). Veel boeren noemden de financiële schade verwaarloosbaar, en voor deze categorie hebben we een schadepost van 10 euro aangenomen.

Naast de enqueteresultaten zijn ook historische meldingen van landbouwschade uit de Nederlandse literatuur, en jaarverslagen van de muskusrattenbestrijding geordend en beoordeeld. Hiervoor zijn de landelijke jaarverslagen van de Landelijke Coördinatie Commissie Muskusrattenbestrijding (LCCM), en later de Unie van Waterschappen, gebruikt van de jaren 1949 tot en met 2014. Deze samenvatting volgt in de onderstaande paragraaf.

8.3 Historische data over economische schade

Het is niet mogelijk een compleet kwantitatief inzicht te krijgen uit de jaarverslagen, omdat in veel jaren de schades slechts zijdelings zijn beschreven of benoemd. In de landelijke jaarverslagen worden veelal kwalitatieve termen gebruikt als "aanzienlijk", "vrijwel", of "komt steeds minder voor". Sommige individuele schadegevallen worden niettemin nauwgezet gedocumenteerd en met name in Zuid-Holland is jarenlang (aan het eind van de jaren 1980 en begin jaren 1990) een registratie bijgehouden van belangrijke en bedreigende schades. Omdat er om de zoveel jaar wel eens werkelijke getallen zijn gegeven kan toch een goede indruk worden verkregen van de schaal waarop de problemen zich voordeden in de verschillende decennia, met het toenemen van de vangst-aantallen, en de ruimtelijke verspreiding over Nederland.



Foto: Gekantelde tractor in een door Muskusratten ondergraven oever (Zoelen, Gelderland, opname G. Sloot, uit: Jaarverslag 1982).

Ontwikkelingen in de eerste decennia

De eerste werkelijke schade werd in 1949 gerapporteerd. Het betrof 16m² vraatschade aan haver en een doorbraak van een dijkje rond een visvijver. In de jaren 1950 was de schade in Nederland te verwaarlozen. In de jaren 1960 begon het wat op te lopen, maar uiteraard bleven de schades beperkt tot het deel van Nederland waar de populatie zich dan bevindt. Het jaarverslag van 1960 meldt dat het in de meeste gevallen niet tot calamiteiten kwam. De zorgen namen niettemin toe en een incidenteel schadegeval haalde het jaarverslag, zoals bijvoorbeeld de ondermijning van een duiker en de lekkage van dijkjes bij Bergeijk en Zundert, respectievelijk rond een visvijver en een natuurreservaat. Er werd een systematische inventarisatie van schades aangekondigd, waarover later werd gerapporteerd in o.a Litjens (1973; 1981) en van Troostwijk (1976). Begin jaren 1970 is duidelijk dat veel schade onbekend bleef, omdat er geen centrale registratie van plaatsvond en omdat de dijkbewaking en -herstel over veel verschillende mensen was verspreid. Het jaarverslag van 1969-70, stelt dat de aanwezigheid van Muskusratten in de meeste gevallen niet tot calamiteiten leidde, maar dat ze extra of vervroegde onderhoudswerkzaamheden noodzakelijk maakte; De frequentie waarin schadegevallen voorkomen leek gerelateerd aan de dichtheid waarin Muskusratten voorkwamen (Commissie Muskusrattenbestrijding 1970). De jaarverslagen van 1973, 1975 en 1977 melden allemaal dat het aantal meldingen van gewasschade door Muskusratten weliswaar toenam, maar van ondergeschikt belang was. In dit decennium waren er jaarlijks vele meldingen van beschadigingen van fuiken (150 meldingen in 1975), van vee dat in nestbouwen stapte, was er bijna jaarlijks een dijkdoorbraakje in zwakkere dijkensestelsels rond vloeivelden of viskwekerijen, zakten meerdere machines weg op 1-2 m van de oever en in 1975 was er zelfs een ongeluk met een bietenrooier op 10 m uit de kant, als gevolg van graverij door Muskusratten.



Foto: Locatie met schade aan tarwe door muskusratten op een perceel tussen Bedum en Stedum (foto: D. Wezeman)

Ontwikkelingen in de eerste decennia

De eerste werkelijke schade werd in 1949 gerapporteerd. Het betrof $16m^2$ vraatschade aan haver en een doorbraak van een dijkje rond een visvijver. In de jaren 1950 was de schade in Nederland te verwaarlozen. In de jaren 1960 begon het wat op te lopen, maar uiteraard bleven de schades beperkt tot het deel van Nederland waar de populatie zich dan bevindt. Het jaarverslag van 1960 meldt dat het in de meeste gevallen niet tot calamiteiten kwam. De zorgen namen niettemin toe en een incidenteel schadegeval haalde het jaarverslag, zoals bijvoorbeeld de ondermijning van een duiker en de lekkage van dijkjes bij Bergeijk en Zundert, respectievelijk rond een visvijver en een natuurreervaart. Er werd een systematische inventarisatie van schades aangekondigd, waarover later werd gerapporteerd in o.a Litjens (1973; 1981) en van Troostwijk (1976). Begin jaren 1970 is duidelijk dat veel schade onbekend bleef, omdat er geen centrale registratie van plaatsvond en omdat de dijkbewaking en -herstel over veel verschillende mensen was verspreid. Het jaarverslag van 1969-70, stelt dat de aanwezigheid van Muskusratten in de meeste gevallen niet tot calamiteiten leidde, maar dat ze extra of vervroegde onderhoudswerkzaamheden noodzakelijk maakte; De frequentie waarin schadegevallen voorkomen leek gerelateerd aan de dichtheid waarin Muskusratten

voorkwamen (Commissie Muskusrattenbestrijding 1970). De jaarverslagen van 1973, 1975 en 1977 melden allemaal dat het aantal meldingen van gewasschade door Muskusratten weliswaar toenam, maar van ondergeschikt belang was. In dit decennium waren er jaarlijks vele meldingen van beschadigingen van fuiken (150 meldingen in 1975), van vee dat in nestbouwen stapte, was er bijna jaarlijks een dijkdoorbraakje in zwakkere dijkenstelsels rond vloeivelden of viskwekerijen, zakten meerdere machines weg op 1-2 m van de oever en in 1975 was er zelfs een ongeluk met een bietenrooier op 10 m uit de kant, als gevolg van graverij door Muskusratten.

Van Troostwijk (1976) sluit niet uit dat de totale kosten van reparaties van alle vergravingen de kosten van het budget voor de bestrijding kunnen overstijgen. Schade aan fuiken in dit tijdsgewicht karakteriseert hij als 'incidenteel' en aan schade aan gewas als 'onbetekend'.

Vanaf de jaren 1980 worden meerdere studies gedaan

Een studie van Wijnen (1984) en Litjens (1981) uit het begin van de jaren 1980, ging in op landbouwschade in een studiegebied van 840 ha in klei-zand gebied nabij Made-Drimmelen in Noord-Brabant. In dit gebied, met een extreem hoge dichtheid aan Muskusratten (8 v/km in 1979-80; Lammertsma & Niewold 2005) varieerde de schatting van de schade voor de landbouw in een drietal jaren tussen 100-2500 euro/km sloot (Wijnen 1984). Zowel Gaaff *et al.* (2007), als Lammertsma & Niewold (2005) hebben overigens wat op de schattingen van Wijnen af te dingen, o.a. vanwege de grote verschillen tussen de jaren.

In de jaren 1980 was er veel aandacht voor en zorg om de graafschade, met name om die aan waterkeringen, en werd een aantal gedegen rapportages gemaakt door de Technische Advies Commissie Waterkeringen (bijv: TAW 1984; 1985). De conclusie van deze studies was dat grotere waterkeringen blijvend onderhoud zullen behoeven in relatie tot de muskusrat en dat smallere kades en kleinere keringen in hun voortbestaan kunnen worden bedreigd. Ook werd geconstateerd dat graverij in met boezemkaden overeenkomende kades tot dan toe niet tot ernstige situaties had geleid. Vrijwel ieder jaarverslag in de jaren 1980 (zeker 7 van de 10) maakt melding van ongelukken met voertuigen als gevolg van graverij. Een ongeluk uit 1986 staat als ernstig te boek. Veelvuldig waren er aantastingen van dijken, kades. De TAW (1985) merkte hierover overigens op dat de relatie tot achterstallig onderhoud of geringe inspectie-intensiteit niet kan worden verwaarloosd. De schade aan de landbouw was 'beperkt' en die aan fuiken 'hinderlijk'.

Jaren 1990 en verder

Ook in de jaren 1990 zette dit patroon zich voort. De grootste gevallen van schade die zijn gerapporteerd betroffen oeeververzakkingen met gezamenlijke oppervlaktes van soms duizenden vierkante meters in een enkele polder. In de Krimpenerwaard werd bijvoorbeeld jaarlijks een bepaling gedaan van het oppervlakte oevertankschade (gemiddeld 2200 m² (s.e. 571) bij een halve meter diep, in de jaren 1989-1995) en waren er jaarlijks verzakkingen in wegen, kades of dijken met oppervlaktes tot tientallen vierkante meters. In de Alblasserwaard was in 1990 de oever over een oppervlakte van 6720 m² verzakt. Barends (2002) meldt dat grote aantallen Muskusratten in de Vijfheerenlanden in 1991 (bij 11 v/km) het gras langs de sloot-oevers hebben weggegeten. In de provincie Noord-Brabant wordt een incidentele schade van enkele tientallen vierkante meters maïs gemeld (P.C.O.M. 1992). Uitermate relevant zijn de meldingen van doorsijpelingen en bijna doorbraken, alsmede de overstroming van een aantal kades in Friesland (P.C.O.M. 1993; Lammertsma and Niewold 2005). In de jaren 1999 en 2000 is de teneur dat graafschade aan oevers van watergangen algemeen is, maar niet van enige omvang of betekenis (LCCM 2000; LCCM 2001).

Een review, veldstudies en een enquête na 2000

In 2005 vatten Lammertsma & Niewold (2005) de historische data samen, en concluderen dat het systematisch registreren van schaden van groot belang is voor het voeren van de nut- en noodzaakdiscussie ten aanzien van bestrijding. Dit motiveert de uitvoering van een studie door het Landbouw Economisch Instituut (Gaaff *et al.* 2007). Zij hebben een nette inschatting van economische schade gemaakt voor Nederland, in een tijdvak waarin Muskusratten populaties in Nederland aan het dalen waren. De analyse is gedaan op grond van tien studiegebieden (totaal 5130km oeverlengte in 16 uurhokken) met een duidelijke spreiding in vangstintensiteit en bodemtype. Zij hadden niettemin enkele beperkingen in de zin dat er –naar eigen zeggen– geen gebieden in de steekproef zaten met extreem hoge vangstintensiteit¹⁰, dat de aantallen Muskusratten niet bekend waren, en dat er geen inzicht was in de factor tijd. Gaaff *et al.* (2007) vonden dat de fysieke schade aan oevers de omvangrijkste was, gemiddeld 17-22 m³ per uurhok/jr en daarbij behorende landelijke kosten die berekend werden op tussen de 1 en de 4 miljoen euro/jr. De schattingen van kosten voor baggeren, en aantasting van infrastructuur waren een ordegraad lager. De auteurs vonden bijzonder weinig (0,1 ha) schade door vrat van muskusratten aan landbougewassen, maar gaven aan dat gevolgschade als belemmeringen bij het maaien, ongelukken met machines en voertuigen en incidenten met vee niet veronachtzaamd moeten worden. Overigens zijn hun aanbevelingen grotendeels in onderhavige studie geïmplementeerd; bij de bepaling van graafschade in oevers en kaden is het protocol systematisch en herhaald toegepast {van Hemert *et al.* in prep.} en er is een alternatieve maat voor populatie omvang gezocht {van Loon modelstudie}.

Wat schade betreft worden de jaarverslagen in de laatste decennia steeds minder informatief. Voor 2002-2014 zijn er feitelijk geen meldingen in de landelijke jaaroverzichten.

In 2013 vroegen Guldemond *et al.* (2013) in een enquête aan relaties van het Faunafonds of zij ook schade ondervonden van een aantal niet-beschermde soorten. Volgens deze enquête, en de bijbehorende extrapolatie, zijn Zwarte kraai/Kauw, Houtduif en Konijn de belangrijkste veroorzakers van schade aan landbouw uit deze groep van deze vrijgestelde soorten. Schade door Muskusrat is ondergebracht bij ‘overige soorten’, omdat ze te gering was om apart te schatten. Vos, Haas, Wilde Eend, Fazant en Muskusrat waren samen verantwoordelijk voor een schadepost van 3.8 miljoen euro in 2010.

8.4 Resultaten uit enquêtes

Er zijn 64 interviews gehouden, verspreid over 23 uurhokken. Het gaat om 31 veeteelt-, 11 gemengde- en 22 akkerbouwbedrijven. Drie-en-twintig liggen er in de Provincie Groningen, 15 in Overijssel en de rest in Zuid Holland, Noord Holland en Gelderland (zie tabel 8.1).

Zeventig procent van de respondenten geeft aan ooit Muskusrattenschade te hebben gehad in enige vorm. In het jaar 2015 ging het om 45 gevallen van schade aan taluds, 25 aan gewas en één aan overige zaken. Verzakkingen van taluds werden het meest genoemd in relatie tot Muskusrattenschade, en daarbij werden twee aspecten vooral benadrukt. Enerzijds vooral het gevoel van gevaar dat machines zouden vastlopen of omvallen en anderzijds dat de waterafvoer in het ongerede zou raken. De kosten voor herstel worden als verwaarloosbaar ingeschat ($n = 40$) of de respondenten geven aan geen schatting te kunnen geven. Het gaat vermoedelijk om tientjes per jaar per bedrijf, omdat de meeste boeren de schade zelf herstellen

¹⁰ Het maximum was niettemin 1.4 v/u, en het gemiddelde 0.66 v/u.

of het mee laten nemen bij het schonen van de sloot. Een enkeling huurt eens een kraan voor een paar uur.

De omvang van de gewasschade was in alle gevallen gering. De schatting van opbrengstderving komt niet uit boven 125 euro per bedrijf per jaar (gemiddelde 17 euro ± 7 s.e., n = 25). Veel boeren geven aan dat deze schade verwaarloosbaar is, en een aantal meldde dat ze zelfs niet eens wisten dat Muskusratten vraatschade konden geven. Men relativeert de schade en schaalt haar in het algemeen in bij schade door Ree en Haas. Vraat door ganzen wordt door veel respondenten als veel belangrijker gezien.



Doorbraak van een dijk rond een vloeiveld, op de plaats van een oude vesting van muskusratten.

foto RIN

Foto: Doorbraak van een dijk rond een vloeiveld, op de plaats van een oude vesting van Muskusratten. Foto RIN, bron: Jaarverslag 1977.

Bij de ‘overige’ schadegevallen ging het om een beperkte schade aan drainagebuizen door verzakking of dichtstoppen, waarbij geen kostenschatting bekend is. De respondenten diepten vijf overige gevallen op uit het verleden (tussen 2000 en 2014), van een verzakking op het erf, drie verzakte tractoren en een verzakte sproeimachine. Alleen in het geval van de sproeimachine waren er serieuze kosten gemaakt (enkele duizenden euro’s), welke door de verzekерingsmaatschappij werden gedekt.

Geen van de respondenten vindt de schade momenteel onacceptabel. Een deel merkt op dat dit aan de bestrijding te danken is, en wenst dat bestrijding doorgang blijft vinden.

Tabel 8.1. Aantal respondenten (n = 64) met en zonder muskusratten schade per uurhok en provincie. Voor ieder uurhok is de experimentele behandeling tijdens de veldproef aangegeven.

Atlasblok	Heeft ooit schade ondervonden		provincie	behandeling
	ja	nee		
351	5	1	GR	controle
713	5		GR	controle
722	3		GR	intensiveren
724	1		GR	controle
727	3		GR	intensiveren
831	3	1	GR	extensiveren
835	1		GR	nvt
2125		1	OV	extensiveren
2142	2	1	OV	intensiveren
2143	3		OV	controle
2144	2	1	OV	extensiveren
2145	1	1	OV	nvt
2154	3		OV	controle
2552		1	NH	intensiveren
2725	3	3	GLD	extensiveren
2745	2	3	GLD	intensiveren
3146	1		NH	intensiveren
3151	1		ZH	nvt
3153	3		ZH	extensiveren
3154	1		NH	controle
3813	4		ZH	controle
4054		4	GLD	extensiveren

8.5 Discussie

Schade door Muskusratten aan landbouw en ander bezit is onderwerp van onderzoek geweest vanaf het eind van de jaren 1960 tot 2013 met werk door Litjens, van Troostwijk, Wijnen, TAW, Gaaff *et al.* en zijdelings door Guldemond *et al.* Uit jaarverslagen blijkt een toename in werkelijk optredende gevallen en zorg om de risico's daarvan, met het verloop van de invasie over Nederland en sterk toenemende vangsten. De economische schade heeft diverse aspecten.

Schade aan beroepsvisserij is in het verleden duidelijk herkenbaar aanwezig geweest in aantal meldingen, maar werd ook in tijden van grote Muskusratvangsten al slechts als 'hinderlijk' omschreven. Tegenwoordig zal het helemaal verwaarloosbaar zijn, mede door de toepassing van kunstvezels in de netten (Lammertsma and Niewold 2005) en de afname van de economische omvang van de sector.

Gerapporteerde schade aan landbouwgewassen is nooit hoog geweest. Ook in periodes en regio's van grote aantallen muskusratten zijn geen vraatplekken met een omvang groter dan enkele tientallen vierkante meters gedocumenteerd. Dit is in overeenstemming met de vele opmerkingen in de jaarverslagen dat gewassschade optreedt, maar een ondergeschikte rol

speelt. Het is consistent met de waarnemingen in Gaaff *et al.* (2007) en Guldemonde *et al.* (2013), alsmede met de bevindingen uit onze enquête. We hebben ruim 60 boeren geënquêteerd, in een selectie van uurhokken met hoge vangstaantallen. Er is weliswaar continu sprake van bestrijding geweest in die uurhokken, maar de vangstaantallen lagen in sommige uurhokken toch hoger dan de hogere waarden in Gaaff *et al.* (2007). Niettemin is de perceptie van de meeste boeren in deze steekproef dat de vraatschade aan gewas gering is, en onbetekend in verhouding tot vraatschade door andere diersoorten. Het gaat volgens hun schattingen om beperkte oppervlaktes en daarmee verwaarloosbare inkomstenderving.

Stevast komen de kosten als gevolg van fysieke schade aan oevers (Gaaff *et al.* 2007) en stremmingen van de watergang (Litjens 1981; Gaaff *et al.* 2007) als grootste naar voren. Ook de door ons ondervraagde boeren vinden de verzakkingen van de taluds het belangrijkste aspect. Deze schade is weliswaar niet duur om te repareren bij de daar aanwezige populaties, maar het gevaar op ongelukken met machines en de stremmingen van de watergangen gaf de respondenten voldoende reden om bestrijding te verwelkomen. Ze waren wat dat betreft éénduidig in hun boodschap, dat continuering van adequate bestrijding gewenst is.

Wat de veiligheid betreft is het zaak om op te merken dat het gevaar voor verzakkingen van wegen, taluds, spoorwegen en aantastingen van dijken en kades aantoonbaar en reëel is (TAW 1985; BCM 2006; Bayoumi and Meguid 2011). Er zijn jaren geweest waarin ongevallen met voertuigen en doorbraken van zwakkere, meer onbelangrijke kades, herhaaldelijk zijn opgetreden. De respondenten in onze beperkte steekproef kenden verscheidene gevallen van verzakkingen van voertuigen. Uit het buitenland is zelfs een calamiteit bekend, die aan graverij door Muskusratten wordt toegewezen. Dit geval betrof het falen van een dijk bij Winfield (Missouri) in het jaar 2008 (Bayoumi and Meguid 2011). Hierbij werden 150 huizen overspoeld en 3000 ha gewas geïnundeerd door water van de rivier de Mississippi. De kosten werden op een miljard dollar geraamde. Deze, en andere doorbraken als gevolg van graverij door dieren, laten zien dat de schade niet onderschat moet worden omdat zeer kostbare dijkdoorbraken kunnen optreden. Het is ook deze zorg die maakte dat er gedurende de gehele twintigste eeuw, nog vóór de eerste waarneming in Nederland, door menig auteur stelling was genomen over de noodzaak tot bestrijding. In hun optiek waren de gevaren en de problemen die zouden volgen door aanwezigheid van de Muskusrat in Nederland dermate duidelijk, dat de noodzaak tot intensieve bestrijding geen nadere discussie zou behoeven (Ritzema-Bos 1917; Kluyver 1937; Thijssse 1937; van Koersveld 1953; Doude van Troostwijk 1976; Barends 2002).



Foto's: Restanten van de doorgebroken Pin Oak Levee bij Winfield Missouri, waarbij in een ochtend in 2008 plotseling 150 huizen overstroomden. Foto's uit: Bayoumi & Meguid (2011).

Onze onderzoeksvragen kunnen daarmee als volgt beantwoord worden:

1. Driekwart van de boeren in een selectie van sterk met Muskusratten besmette uurhokken in Nederland heeft wel eens economische schade door Muskusratten ervaren. In het jaar 2015 werd deze schade als klein en onbetekend ervaren in termen van oppervlakte en geld. De schade is in de perceptie van de meeste respondenten niet te negeren vanwege het potentiele gevaar voor ongelukken, stremming van de watergang en een door hen verwachte toename van de omvang ervan in afwezigheid van bestrijding.
2. De aandacht voor veiligheidsrisico's en economische schade is groot geweest in de decennia met oplopende aantallen vangsten en toenemende verspreiding. De omvang van de economische schade is op landelijke schaal toegenomen met een algehele stijging in vangsten. Vanaf eind jaren 1990 lijkt de zorg er om echter minder uitgesproken en vanaf 2002 worden in de jaaroverzichten zelfs geen vermeldingen van schade meer gedaan. Het is daardoor niet te zeggen of de omvang van de economische schade op landelijke schaal, ook weer is gedaald met de landelijke daling in vangsten van Muskusratten.

9 Literatuur

- Adelberg D (2008) Ausbreitungsstrategien des Bisams Ondatra zibethicus (L. 1766) im Tal der Unteren Hasen / Emsland. Universität Osnabrück.
- Akcakaya HR, Burgman M, Ginzburg LR (1999) Applied Population Ecology. Principles and computer exercises using RAMAS Ecolab. Sinauer Associates inc., Sunderland, Massachusetts.
- Akkermans M (2014) Muskrat digging capacity. STOWA, Amersfoort.
- Aldous SE (1947) Muskrat trapping on Sand lake National wildlife refuge, South Dakota. J Wildl Manage 11:77–90.
- Anonymous (1965) De bestrijding van de Muskusrat (Ondatra zibethica L.) in Nederland in het jaar 1964. Plantenziektekundige Dienst, Wageningen.
- Anonymous (1964) De bestrijding van de Muskusrat (Ondatra zibethica L.) in Nederland in het jaar 1963. Plantenziektekundige dienst, Wageningen.
- Artimo A (1960) The dispersal and acclimatization of the muskrat in Finnland. Pap Game Res 21:1–101.
- 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.
- Barends F (2002) The Muskrat (Ondatra zibethicus): expansion and control in the Netherlands. Lutra 45:97–104.
- Barends F (2009) Vangstrategieën en vangmethoden. LCCM, Tiel.
- Barends F (2007) Bestrijding van Muskusrat en Beverrat. LCCM en TCM, Den Haag.
- Barends F (2003) Cyclische bewegingen in de dichtheid van muskusrattenpopulaties deel 1 en 2. Muskusrat en Beheer 23:19–23 en 14–16.
- Barends FKN (1996) Lokstoffen, hoe deze te maken en te gebruiken. Muskusrat en Beheer 16: issues 1,2 & 4.
- Bates D, Maechler M, Bolker M, Walker S (2015) lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-9. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- Bayoumi A, Meguid M a. (2011) Wildlife and safety of earthen structures: A review. J Fail Anal Prev 11:295–319. doi: 10.1007/s11668-011-9439-y.
- BCM (2006) Gevolgen van graverij door muskusratten en beverratten voor de veiligheid van waterkeringen. DHV, Amersfoort.
- BCM. (2007a). Populatieontwikkeling en veiligheid. Nader onderzoek naar de relatie tussen graverij van muskusratten en de veiligheid van waterkeringen. Amersfoort, the Netherlands: DHV.
- BCM (2007b) 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 (1990) Ecology: individuals, populations and communities, Second Edi. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1986) Ecology: individuals, populations and communities, 1st edn. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Boender GJ, van Roermund HJW, de Jong MCM, Hagenaars TJ (2010) Transmission risks and control of foot-and-mouth disease in The Netherlands: Spatial patterns. Epidemics 2:36–47. doi: 10.1016/j.epidem.2010.03.001.
- Bomford M, O'Brien P (1995) Eradication or control for vertebrate pests. Wildl Soc Bull 23:249–255. doi: 10.1002/j.wmrg.358.
- Boonstra R, Krebs CJ (1976) The effect of odour on trap response in *Microtus townsendii*. J Zool London 180:467–476.
- Bos D (2011) Fasering van muskusrattenbestrijding in de tijd: een pilot-proef met seizoensbestrijding. interne notitie Wetterskip Fryslân laatste versie 22 februari 2011 , Wetterskip Fryslan, Leeuwarden.
- Bos D, van Belle J, van Wieren S, et al (2010) Naar objectieve schatting van aantallen Muskusratten in Nederland. De Levende Natuur 111:94–99.
- Bos D, Ydenberg R (2011) Evaluation of alternative management strategies of muskrat *Ondatra*

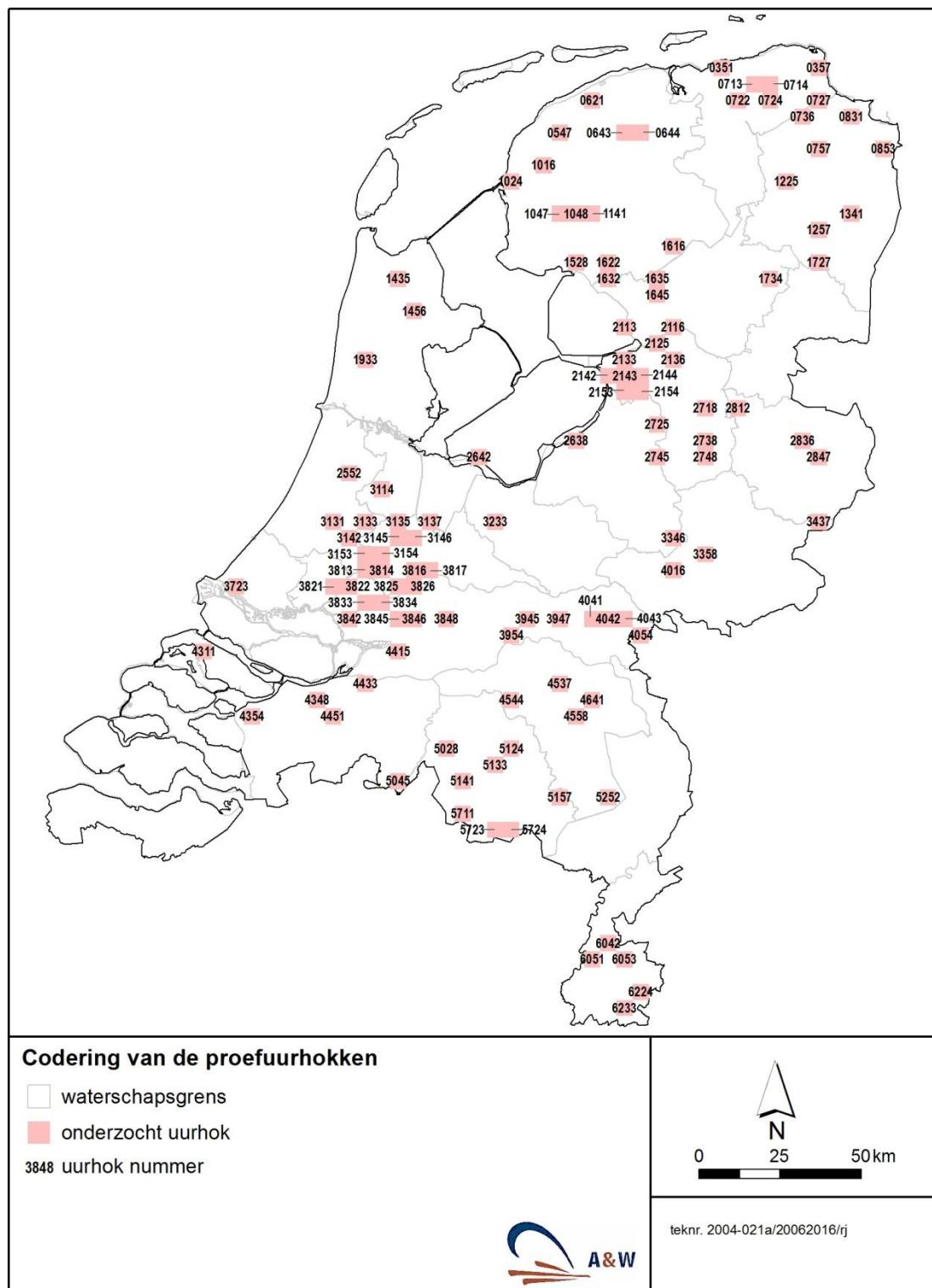
- zibethicus population control using a population model. *Wildlife Biology* 17:143–155. doi: 10.2981/09-115.
- Bouma A, Elbers ARW, Dekker A, et al (2003) The foot-and-mouth disease epidemic in The Netherlands in 2001. *Prev Vet Med* 57:155–166. doi: 10.1016/S0167-5877(02)00217-9.
- Boutin S, Birkenholz 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.
- Boyce MS, Sinclair ARE, White GC (1999) Seasonal compensation of predation and harvesting. *Oikos* 87:419–426.
- Brzezinski M, Romanowski J, Zmihorski M, Karpowicz K (2010) Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. *European Journal of Wildlife Research* 56:341–348.
- Butautyté-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.
- Caley MJ (1987) Dispersal and Inbreeding Avoidance in Muskrats. *Anim Behav* 35:1225–1233.
- Campbell KJ, Baxter GS, Murray PJ, et al (2007) Development of a prolonged estrus effect for use in Judas goats. *Appl Anim Behav Sci* 102:12–23. doi: 10.1016/j.applanim.2006.03.003.
- Centrum voor onderzoek Waterkeringen (1984) Inventarisatie Muskusratten in Waterkeringen.
- CIRIA (2013) The International Levee Handbook. CIRIA publication C731, London.
- 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.
- Clark WR, Kroeker DW (1993) Population-Dynamics of Muskrats in Experimental Marshes at Delta, Manitoba. *Can J Zool* 71:1620–1628.
- Commissie Muskusrattenbestrijding (1970a) Landelijk jaarverslag over de periode maart 1968 t/m februari 1969.
- Commissie Muskusrattenbestrijding (1976) Jaarverslag 1975. Commissie Muskusrattenbestrijding, Arnhem.
- Commissie Muskusrattenbestrijding (1970b) Verslag 1969-1970. Commissie Muskusrattenbestrijding, Arnhem.
- Dahl F, Åhlén PA, Swarström J, et al (2013) Management of the invasive Raccoon Dog (*Nyctereutes procyonoides*) in the north-European countries. Swedish Association for Hunting and Wildlife Management, Nyköping, Sweden.
- Danell K (1996) Introductions of aquatic rodents: Lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. *Wildlife Biology* 2:213–220.
- Danell K (1987) Short-term plant successions following the colonization of a Northern Swedish lake by the Muskrat, *Ondatra zibethica*. *J Appl Ecol* 14:933–947.
- Danilov P (2016) The Muskrat – *Ondatra zibethica* L. In: *New Mammals in the Russian European North*. pp 294–295.
- de Jong C, van Mourik B (2014) Veldproef muskusratten – Zenderonderzoek najaar 2014. HAS Hogeschool /Bureau van de Zoogdiervereniging, 's-Hertogenbosch/Nijmegen.
- Dekker JJA, Hofmeester TR (2014) The status of the American mink (*Neovison vison*) in the Netherlands. *Lutra* 57:5–15.
- 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*
- Driessen C (2014) Veldproef Muskusratten Pilot zenderonderzoek Chris Driessen. Zoogdiervereniging, Nijmegen
- Dunning JB, Stewart DJ, Danielson BJ, et al (1995) Spatially Explicit Population Models Current Forms and Future Uses. *Ecol Appl* 5:3–11.
- Erb JD, Boyce MS, Stenseth NC (2001) Spatial variation in mink and muskrat interactions in Canada. *Oikos* 93:365–375.
- Erb JD, Stenseth N, Boyce MS (2000) Geographic variation in population cycles of Canadian muskrats (*Ondatra zibethicus*). *Can J Zool* 78:1009–1016.
- Errington PL (1954) On the Hazards of Overemphasizing Numerical Fluctuations in Studies of Cyclic Phenomena in Muskrat Populations. *J Wildl Manage* 18:66–90.

- Errington PL (1963) Muskrat populations. Iowa State University Press, Ames Iowa, USA
- Errington PL (1956) Factors Limiting Higher Vertebrate Populations. *Science* 124:304–307. doi: 10.1126/science.124.3216.304.
- Estay SA, Albornoz AA, Lima M, et al (2011) A Simultaneous Test of Synchrony Causal Factors in Muskrat and Mink Fur Returns at Different Scales across Canada. *PLoS One* 6:1–8. doi: 10.1371/journal.pone.0027766.
- Esveld 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.
- 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. doi: 10.1111/j.1749-4877.2010.00185.x.
- Fritz H, Röver E (2015) Jahresbericht 2014 über das Auftreten und die Bekämpfung des Bisams in Niedersachsen. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg.
- Gaaff A, de Gaaff R, Michels R, et al (2007) Economische schade als gevolg van graverij en vraat door Muskusratten. LEI, Den Haag.
- Genovesi P (2006) Ondatra zibethicus. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet>.
- Gosling LM, Baker SJ (1989) The Eradication of Muskrats and Coypus from Britain. *Biol J Linn Soc* 38:39–51.
- Guldemond JA, den Hollander HJ, van Well EAP, Keuper DDJ (2013) Kosten en baten voor de landbouw van schadesoorten. CLM Onderzoek en Advies, Culemborg.
- Haddon M (2011) Modelling and Quantitative Methods in Fisheries, Second Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Halle S, Pelz HJ (1990) Zur Effizienz der Bekämpfung des Bisams (*Ondatra zibethicus*) anhand von Fangdaten aus dem Land Bremen. *Zeitschrift für Angew Zool* 77:204–218.
- Hawkins CL, Bacher S, Essl F, et al (2015) Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Divers Distrib* 21:1360–1363. doi: 10.1111/ddi.12379.
- Haydon DT, Stenseth NC, Boyce MS, Greenwood PE (2001) Phase coupling and synchrony in the spatiotemporal dynamics of muskrat and mink populations across Canada. *Proc Natl Acad Sci U S A* 98:13149–13154. doi: 10.1073/pnas.221275198.
- Heeres RW, Struijf MS (2016) Muskusratten bouwen in oevers. Afstudeerrapport van Hall. Waterschap Zuiderzeeland.
- 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,
- Hengeveld R (1989) Dynamics of Biological Invasions. Chapman & Hall, London
- Klop E, van der Heide JE, Schoppers E (2011) Bijvangsten muskusrattenbestrijding Trends , oorzaken en maatregelen. Royal Haskoning, Groningen
- Kluyver HN (1937) De Bisamrat. Versl en Meded van Plantenziektekundige Dienst te Wageningen 85:1–32.
- Koch PL, Barnosky AD (2006) Late Quaternary Extinctions: State of the Debate. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 37:215–250. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132415.
- Kokko H (2001) Optimal and suboptimal use of compensatory responses to harvesting : timing of hunting as an example. *Wildlife Biology* 7:141–150.
- Krebs CJ (2013) Population fluctuations in rodents. University of Chicago Press, Chicago.
- Krebs CJ, Boutin S, Boonstra R, et al (1995) Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269:1112–5. doi: 10.1126/science.269.5227.1112.
- Lammertsma DR, Niewold FJJ (2005) Muskusrattenbestrijding in Nederland: een quick scan naar nut noodzaak en alternatieven. Alterra, Wageningen.
- LCCM (2001) Landelijk jaarverslag 2000 Muskusrattenbestrijding. LCCM, Den Bosch
- LCCM (2002) Landelijk verslag muskusrattenbestrijding 2001. LCCM, Tiel.
- LCCM (2008) Landelijk jaarverslag 2007 muskus- en beverrattenbestrijding. Landelijke Coördinatie Commissie Muskusrattenbestrijding, Tiel.
- LCCM (2000) Landelijk Jaarverslag 1999 Muskusrattenbestrijding. LCCM, Den Bosch.
- Le Louarn H, Quéré J-P (2011) Les rongeurs de France: faunistique et biologie. 3e Edition révue et augmentée, 3rd edn. Editions Quae, Versailles.

- Legendre P, Legendre L (2012) Numerical ecology. Developments in Environmental Modelling, Vol. 24, 3rd edn. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Litjens BEJ (1981) Damage by musk-rats in agriculture. in: Conclusions and recommendations of the working party on the muskrat. Paris.
- Litjens BEJ (1973) Litjens, B.E.J., 1973. Inventarisatie aantasting en grondverzet door muskusrat. Bijlage bij notitie OM 81-20.
- Long J (2003) Introduced Mammals of the World: Their History, Distribution and Influence. CSIRO Publishing, Collingwood, VIC, Australia.
- Mallach N (1971) Markierungsversuche zur Analyse des Aktionraums und der Ortsbewegungen des Bisams (*Ondatra zibethica* L.). Anzeiger für Schadlingskd Pflanzenschutz Umweltschutz 9:129–136.
- Matis JH, Kiffe TR (1999) Effects of immigration on some stochastic logistic models: A cumulant truncation analysis. Theoretical Population Biology 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. Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics 1:40–59.
- Moens R (1978) Étude bio-écologique du Rat musqué en Belgique. Parasitica 34:57–121.
- Myers JH, Simberloff D, Kuris AM, Carey JR (2000) Eradication revisited : dealing with exotic species. TREE 15:316–320.
- Nieuwenhuis R, Pelzer B, te Grotenhuis M. 2015. influence.ME: Tools for Detecting Influential Data in Mixed Effects Models. R J. 4/2:38–47.
- Otis DL, Burnham KP, White GC, Anderson DR (1978) Statistical inference for capture data on closed animal populations.
- P.C.O.M. (1992) Jaarverslag 1991. Permanent College van Overleg Muskusrattenbestrijding, Den Haag.
- P.C.O.M. (1993) Jaarverslag 1992. Permanent College van Overleg Muskusrattenbestrijding, Den Haag.
- PanglossTech Sea (2014) Relative hazard from sea level rise, inundation, flooding and storm surges in Northern Europe. <https://www.youtube.com/watch?v=34lOvgc2vVU>.
- Parker GR, Maxwell JW (1984) An Evaluation of Spring and Autumn Trapping Seasons for Muskrats, *Ondatra-Zibethicus*, in Eastern Canada. Canadian Field Naturalist 98:293–304.
- Pelz HJ (1996) Zur Geschichte der Bisambekämpfung Deutschland. Mitt Biol Bundesanst Land-Forstwirtsch 317:219–234.
- Pelz HJ (1984) Spread of the Musk-Rat in the Federal Republic of Germany. Bull OEPP 14:153–157.
- 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.
- Pluess T, Cannon R, Jarosik V, et al (2012) When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. Biol Invasions 14:1365–1378. doi: 10.1007/s10530-011-0160-2.
- Plug K (1988) Handboek Muskusrattenbestrijding. Min LNV, Den Haag.
- R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ritzema-Bos J (1917) De Muskusrat, Bisamrat of Ondatra (*Fiber zibethicus* L.). Tijdschr over Plantenziekten 23:1–79.
- Robertson PA, Adriaens T, Lambin X, et al (2016) The Large-Scale Removal of Mammalian Invasive Alien Species in Northern Europe. Pest Manage 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.
- 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.
- Simpson MR, Boutin S (1989) Muskrat, *Ondatra-Zibethicus*, Population Responses to Harvest on the Old Crow Flats, Yukon-Territory. Canadian Field Naturalist 103:420–422.
- Skyriené G (2012) Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. Ekologija 58:357–367.
- Stenseth NC, Leirs H, Mercelis S, Mwanjabe P (2001) Comparing strategies for controlling an African pest rodent: an empirically based theoretical study. J Appl Ecol 38:1020–1031.
- Stuyck J (2007) Muskusrattenbestrijding in Vlaanderen. Bevalt de nieuwe aanpak.
- TAW (1985) De muskusrat en zijn gevaren voor de waterkering. TAW.

- TAW (1984) Onderzoek Muskusratten inundatieschade en preventieve maatregelen. Centrum Onderzoek Waterkeringen.
- Thijssse JP (1937) De Muskusrat. De Levende Natuur 41:348–349.
- 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.
- van Belle J, Goedhart PW, van Wieren S, Bos D (2009) Evaluation of current population management of muskrat *Ondatra zibethicus* in the Netherlands.
- van de Venne G (2015) Muskusratten in de Oostvaardersplassen. Populatieomvang, verplaatsingen en graafactiviteiten. Hogeschool Inholland, Delft.
- van der Bie R, van Duuren L (2002) Klemmende zaken. Index 3:28–29.
- van Eerde D (2006) Bestrijdingsplan Muskusratten Oostvaardersplassen. Waterschap Zuiderzeeland, Lelystad.
- van Koersveld E (1953) De Muskusrat, *Ondatra zibethica* L., in Nederland en zijn bestrijding. Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen.
- van Loon E, Bos D, van Hellenberg Hubar C, Ydenberg R (2016) A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands. Pest Manage Sci. doi: 10.1002/ps.4270.
- van Loon E, Ydenberg R, Bos D Statistical estimation of Musk rat abundance. Altenburg & Wymenga /Universiteit van Amsterdam, Veenwouden/Amsterdam.
- van Melckebeke J (1986) Muskusrattenverdelging in België. Muskusrat en Beheer 6:19–21.
- van Vliet F, Lengkeek W (2007) Alternatieve strategieën voor de bestrijding van muskusratten. Haalbaarheidsstudie en voorbereiding veldexperimenten. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Verkaik AJ (1991) Verspreidings- en verplaatsingspatronen van muskusratten in Flevoland. R.I.N., Arnhem.
- Verkaik AJ (1990a) Onderzoek naar de dispersie van muskusratten *Ondatra zibethicus*. *Lutra* 33:79–80.
- Verkaik AJ (1990b) De Muskusrat zwermt verder uit dan verwacht. Landbouwkld Tijdschr 102:10–12.
- Visschers M (2014) Onderzoeksverslag. Zoogdiervereniging, Nijmegen.
- 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.
- Wijnen (1984) Is de muskusrat schadelijk voor de Nederlandse landbouw? Bennekom.
- Wijngaarden A van (1955) De bestrijding van de muskusrat (*Ondatra zibethica* L.) in 1955 - landelijk jaarverslag. Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen.
- Ydenberg RC, Dekker D, Kaiser G, et al (2010) Winter body mass and over-ocean flocking as components of danger management by Pacific dunlins. BMC Ecol 10:1. doi: 10.1186/1472-6785-10-1.
- 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.
- Internet**
- http://www.ecopedia.be/exoten/uitheemse_invasieve_dieren

Bijlage 1 Codering uurhokken





A close-up photograph of a tree trunk, likely a birch or similar wood, showing intricate, wavy, and layered patterns in the bark.

Bezoekadres

Suderwei 2
9269 TZ Feanwâlden

Postadres

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

www.altwym.nl