

Potentiële effecten van de muskusrat op natuurdoelen binnen Amstel, Gooi en Vecht

A&W-rapport 24-325



in opdracht van

Potentiële effecten van de muskusrat op natuurdoelen binnen Amstel, Gooi en Vecht

A&W-rapport 24-325

F. Seljee
M. Bekkema

Foto Voorplaat

Krabbescheer in sloot 1, foto: onbekend

Auteurs: Seljee, F., Bekkema, M., 2025

Potentiële effecten van de muskusrat op natuurdoelen binnen Amstel, Gooi en Vecht . A&W-rapport 24-325.

Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden

Opdrachtgever

Waterschap Amstel, Gooi en Vecht

(AGV)

Korte Ouderkerkerdijk 7

1096 GG Amsterdam

0900 9394

Uitvoerder

Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv

Suderwei 2

9269 TZ Feanwâlden

Science Park 400, Matrix II, k 1.05

1098 XH Amsterdam

Telefoon 0511 47 47 64

info@altwym.nl

www.altwym.nl

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

Projectnummer

24-325

Projectleider

F. Seljee

Status

Definitief

Autorisatie

M. Koopmans

Paraaf**Datum**

2 december 2025

Kwaliteitscontrole

A. Rippen

Paraaf

Inhoud

1.	Inleiding	1
2.	Aanpak	2
2.1	Literatuurstudie naar ecologische effecten muskusrat	2
2.2	Analyse lokale effecten	3
2.3	Analyse Natuurdoelen	6
3.	Ecologische effecten van muskusratten	8
3.1	Effecten op Flora	8
3.2	Effecten op Fauna	9
4.	Analyse lokale effecten	12
5.	Analyse Natuurdoelen Amstel, Gooi & Vecht	16
5.1	KRW-doelen	16
5.2	Beleidsmatige doelen	17
5.3	Natura 2000 – Habitattypen	18
5.4	Natura 2000 - Doelsoorten	19
6.	Discussie	22
7.	Conclusies	26
8.	Literatuur	27

1. Inleiding

De muskusrat (*Ondatra zibethicus*), oorspronkelijk afkomstig uit Noord-Amerika, is sinds de introductie (als pelsdier) aan het begin van de 20^e eeuw algemeen in grote delen van Eurazië. In Nederland wordt de soort als invasieve exoot gezien en professioneel bestreden, voornamelijk vanwege de schade die het graafgedrag van de dieren veroorzaakt aan oevers en waterkeringen (Van Hemert & Spoorenberg, 2006). De huidig gehanteerde strategie is gericht op volledige uitroeiing en het terugdringen van het verspreidingsgebied tot de landgrenzen. Dit is gebaseerd op onderzoek dat stelt dat deze strategie preferabel is ten opzichte van het behouden van gematigde aantallen (Bos & Gronouwe, 2018). Het bestrijden van muskusratten is echter niet onomstreden. Per definitie resulteert deze vorm van beheer in jaarlijks tienduizenden gedode dieren: in 2024 ging dit landelijk om 65.811 muskusratten (Unie van Waterschappen, 2025). Daarnaast worden er, ondanks verbeterde methoden, nog altijd jaarlijks duizenden andere zoogdieren, vogels en vissen als bijvangst geregistreerd. Om deze redenen ontstaan er vragen over de noodzaak van bestrijding, en een wens om te zoeken naar alternatieven.

Waterschap Amstel, Gooi en Vecht (AGV) is voornemens om via een pilot te onderzoeken of het mogelijk is om via preventieve maatregelen veiligheidsrisico's door muskusratten te beheersen, en zo de noodzaak tot bestrijding weg te nemen. Er bestaat echter onzekerheid over de effecten van een toenemende muskusrattendichtheid op natuurdoelen binnen het beheergebied van AGV. Om deze reden heeft AGV Altenburg & Wymenga (A&W) gevraagd om de volgende hoofdvraag te beantwoorden:

Wat zijn de potentiële ecologische effecten van een toenemende dichtheid muskusratten in het beheergebied van AGV?

Deze hoofdvraag benaderen wij doormiddel van de volgende deelvragen:

1. Wat is de huidige staat van kennis omtrent ecologische effecten van de muskusrat?
2. Hebben muskusratten in de huidige situatie een effect op vegetatiestructuur? (lokale effecten?)
3. Op welke relevante natuurdoelen in AGV is een effect te verwachten?

Antwoorden op deze vragen zullen worden gezocht door middel van een literatuurstudie naar de bekende effecten van muskusratten op inheemse flora en fauna, en een analyse van bestaande monitoringsdata met betrekking tot muskusrattenvangsten en vegetatie binnen het beheergebied van AGV. Gebaseerd op de conclusies van deze onderdelen zal voor een selectie aan relevante natuurdoelen binnen AGV worden beoordeeld of er een effect op het doel verwacht kan worden. Dit onderzoek richt zich op een ecologische beoordeling op basis van beschikbare gegevens. Ethische en juridische aspecten van muskusrattenbeheer en de relatie tot natuurbescherming blijven grotendeels buiten beschouwing.

2. Aanpak

2.1 Literatuurstudie naar ecologische effecten muskusrat

Voor de beantwoording van de onderzoeksvragen is een systematische literatuurstudie uitgevoerd naar de effecten van muskusratten op biodiversiteit. Hierbij zijn zowel binnenlandse (Nederlandse, Belgische) als internationale bronnen betrokken. De studie richtte zich waar mogelijk op peer-reviewed artikelen en waar relevant werd ook gebruik gemaakt van onderzoeksrapporten van kennisinstituten en relevante grijze literatuur zoals beheerplannen, ecologische evaluaties en beleidsdocumenten.

Zoekstrategie

De zoekopdrachten zijn uitgevoerd in wetenschappelijke databanken en in nationale kennisbanken. Voor de internationale context zijn Engelstalige zoektermen en de Latijnse soortnaam gebruikt, zoals *muskrat*, *Ondatra zibethicus*, *biodiversity impact*, *wetland vegetation*, *competition*. Voor de Nederlandse context zijn zoektermen gebruikt als *muskusrat biodiversiteit*, *muskusrat ecologie*, *effect muskusrat vegetatie*.

Artikelen en rapporten zijn geselecteerd op basis van:

- Relevantie voor effecten van muskusratten op flora en fauna (vegetatiestructuur, habitatkwaliteit, concurrentie met andere soorten).
- Beschrijving van ecologische processen (bijv. graafactiviteiten, voedselrelaties, verstoring van hydrologie).
- Onderzoek uitgevoerd in Nederland of in vergelijkbare ecosystemen (moerassen, plassen, rivierdijken, wetlands).
- Publicatiedatum: waar mogelijk werd voorkeur gegeven aan publicaties na het jaar 2000

Analyse

De gevonden literatuur is beoordeeld op kwaliteit (experimenteel, anekdotisch, peer-reviewed, beleidsstuk) en opgedeeld in drie categorieën:

1. *Vegetatie*: Effecten aan submerse planten, riet- en moerasvegetaties.
2. *Fauna - direct*: Rol van muskusrat als prooidier, en als predator van verschillende inheemse en uitheemse diersoorten.
3. *Fauna - indirect*: Redenatie van de effecten op fauna door beïnvloeding van leefgebieden voor moerasvogels en andere fauna.

Zwaarder gewicht is gegeven aan onderzoeken die zijn uitgevoerd in Nederland en andere landen in Europa waar de muskusrat is geïntroduceerd. Waar directe bronnen uit Europa niet beschikbaar zijn, is aandacht besteed aan bronnen uit het oorspronkelijke verspreidingsgebied in Noord-Amerika. Geredeneerd is dat de geobserveerde effecten in Noord-Amerika ook relevant kunnen zijn voor de Europese situatie.

Verder is een zwaarder gewicht gegeven aan onderzoeken die direct via experimentele of correlatieve opzet een link met muskusratten aannemelijk maken. In situaties waarin de effecten van muskusratten vergelijkbaar zijn met die van andere herbivoren, is ook aandacht besteed aan conclusies van onderzoeken die niet rechtstreeks muskusratten betrekken. Een voorbeeld zijn de onderzoeken naar het effect van ganzenvraat op riet (Jobe et al., 2022; Temmink et al., 2022; Van Den Wyngaert et al., 2003).

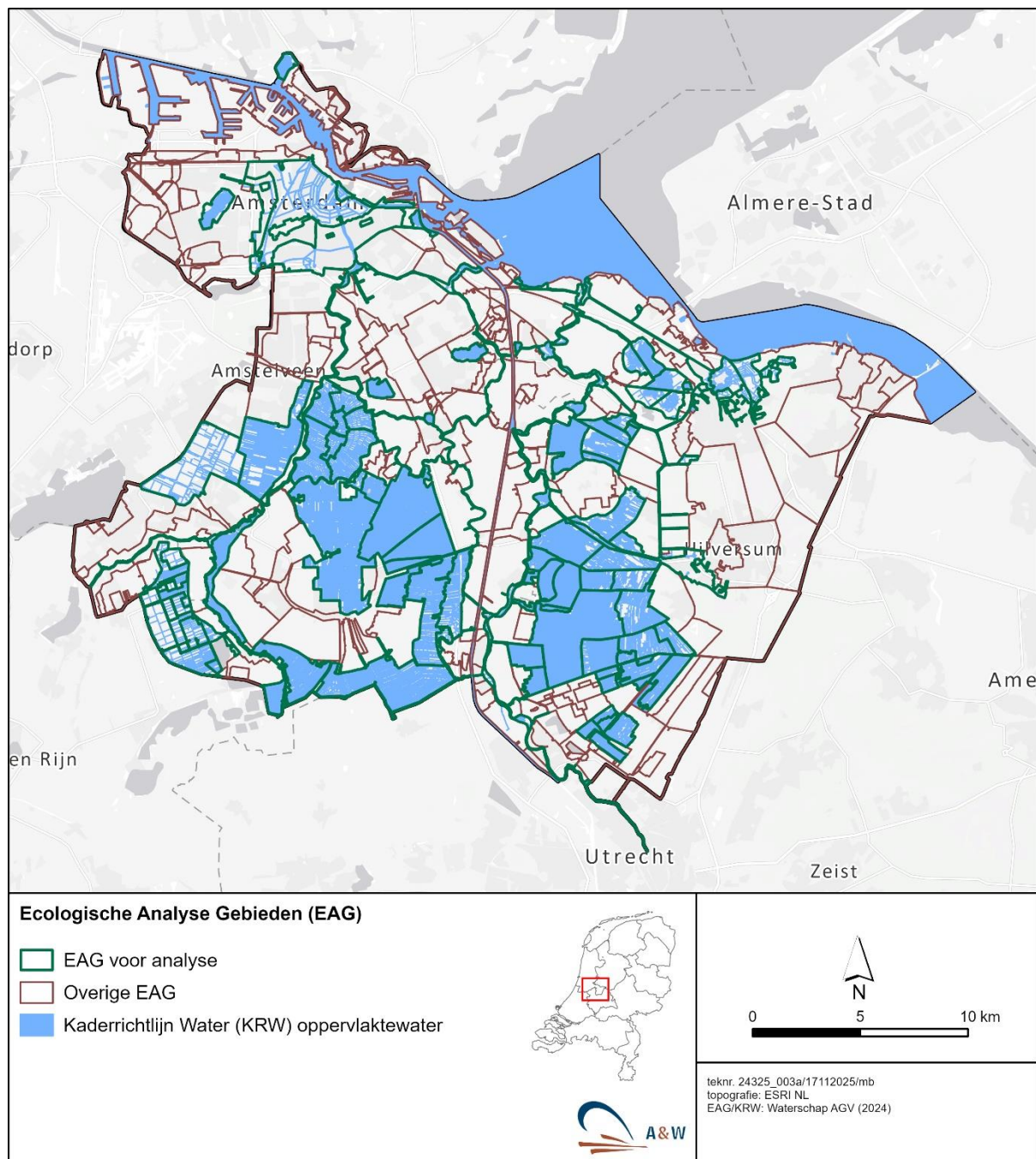
2.2 Analyse lokale effecten

Gebruikte data

Ter ondersteuning van kennis uit literatuur is voor het beheergebied correlatief onderzocht of dichtheden van de muskusrat geassocieerd kunnen worden met verschillen in de bedekking van (semi)aquatische vegetaties binnen het beheergebied van AGV. Deze analyse is uitgevoerd op de schaal van de Ecologische Analysegebieden (EAGs) (Figuur 2.1). Dit zijn deelgebieden die iedere drie jaar gestandaardiseerd gemonitord worden op ecologische status. Deze data is vrijelijk beschikbaar via het Waterkwaliteitsportaal. Vanuit dit portaal zijn de volgende data gebruikt:

- Vegetatiebedekking van emerse vegetatie, submerse vegetatie en grote drijfbladplanten
- Vegetatiebedekking van specifieke plantensoorten zoals riet, krabbenscheer, etc.
- Abiotische data voor doorzicht, concentraties fosfaten, nitraten etc.

Omdat relevante data rondom overige herbivoren (ganzen, visbestanden) alleen beschikbaar is voor KRW-waterlichamen, is alleen gebruik gemaakt van EAGs die overlappen met (delen van) KRW-waterlichamen.



Figuur 2.1. Ligging van EAGs binnen AGV. Groen omrande gebieden zijn gebruikt in deze analyse omdat deze overlappen met KRW-waterlichamen en er meer volledige data beschikbaar zijn voor deze gebieden.

Aangezien er geen gestandaardiseerde inschattingen zijn van dichtheden muskusrat, gebruiken wij als proxy vangstgegevens, in lijn met andere correlatieve studies (Sarneel et al., 2011, 2014), die vrij zijn gegeven vanuit muskusrattenbeheer via waterschap Amstel, Gooi en Vecht. Vangstdata zijn gekoppeld aan EAGs. Omdat muskusratten voornamelijk foerageren en graven in de oeverzone is het aantal muskusrattenvangsten per km oever binnen een EAG genomen als maat voor de dichtheid. Als correctie voor inspanningsintensiteit is het aantal muskusrattenvangsten gecorrigeerd voor het aantal gemaakte velduren door muskusrattenbeheerders. Omdat vegetatie- en abiotische data slechts elke drie jaar zijn geregistreerd, rekenen we de muskusrattendichtheid als een gemiddelde per 3-jarige periode.

Om rekening te houden met het feit dat andere soorten ook een effect kunnen hebben op vegetatiebedekking, is ook gekeken naar data van enkele andere soorten. Ganzen, met name overzomerende standganzen, worden vaak aangewezen als soortgroep die een grote invloed heeft op aquatische vegetaties en zeker rietvegetaties (Temmink et al., 2022; Van Den Wyngaert et al., 2003). Directe metingen van ganzendichtheden waren echter niet beschikbaar voor het gebied, dus is in dit geval uitgegaan van het oordeel van AGV in de KRW-factsheets van KRW lichamen. In deze documenten is per jaar aangegeven of verlaging van de standganzenpopulatie wordt aanbevolen als maatregel om de vegetatieontwikkeling te verbeteren. Deze informatie is gereduceerd tot een binaire factor (ja/nee). Deze variabele is opgenomen in de analyse als indicatie van mogelijke graasdruk door ganzen. Verder kunnen bodemwoelende grote Cypriniden, vooral karper en brasem, invloed hebben op de bedekking van watervegetatie (Ottburg & Roessink, 2020; Vilizzi et al, 2015). Iedere zes jaar wordt in KRW-waterlichamen een gestandaardiseerde monitoring van visdichtheden uitgevoerd. Deze data zijn beschikbaar in het Waterkwaliteitsportaal. Vangstresultaten zijn omgezet naar bestandsschattingen via het STOWA Handboek Hydrobiologie, boek III. Omdat de beschikbaarheid van data met betrekking tot ganzen en grote Cypriniden beperkt was tot KRW-waterlichamen, is de analyse beperkt gebleven tot EAGs die overlappen met KRW-waterlichamen.

Rivierkreeften, met name de rode Amerikaanse rivierkreeft, kunnen ook grote effecten hebben op aquatische vegetaties (Roessink et al., 2024). Monitoringsgegevens naar de dichtheden van rivierkreeften waren echter niet beschikbaar, en het was dus niet mogelijk om rivierkreeften als factor te analyseren.

Voor de jaren 2018, 2019, 2020, 2021, 2022 en 2023 zijn voldoende gestandaardiseerde data van alle gebruikte bronnen beschikbaar om de analyse uit te voeren.

Methoden statistiek

Voor het verklaren van de bedekking van verschillende vegetatiegroepen (submerse planten, emerse planten, grote drijfbladplanten, riet, krabbenscheer, etc.) is gebruik gemaakt van 'Generalised additive models' (GAMs) met een bètaverdeling en een logit-linkfunctie. Deze methode is geschikt voor proportionele responsvariabelen die liggen tussen 0 en 1, waarbij niet-lineaire relaties tussen verklarende variabelen (muskusrattenvangsten) en de respons (vegetatiebedekking) verwacht kunnen worden. (Ferrari & Cribari-Neto 2004; Wood, 2017)

Iedere analyse start met een volledig model waarin naast de verklarende variabele en respons, alle relevante omgevingsfactoren zijn opgenomen. Muskusrattenvangsten, aanwezigheid hoge ganzendichtheid, dichtheid grote Cypriniden, doorzicht water, totaal fosfor, totaal stikstof, en totaal sulfaat zijn gemodelleerd als factoren. Daarnaast is ook gecorrigeerd voor herhaalde metingen per jaar en locatie. Dit is gedaan door het opnemen van random intercepts voor de variabelen jaar en EAG.

Wanneer bepaalde variabelen geen significant effect lieten zien of modelprestaties niet verbeterden werden factoren verwijderd om stap voor stap modelcomplexiteit te verminderen en te komen tot het best passende model. Vergelijkingen tussen modellen zijn steeds gebaseerd op het AIC-criterium, waarbij een verschil groter dan 2 als indicatie voor een betere modelkeuze werd gehanteerd. Voor elke vegetatiegroep en geselecteerde plantensoort werd op basis van deze procedure het best passende model geselecteerd.

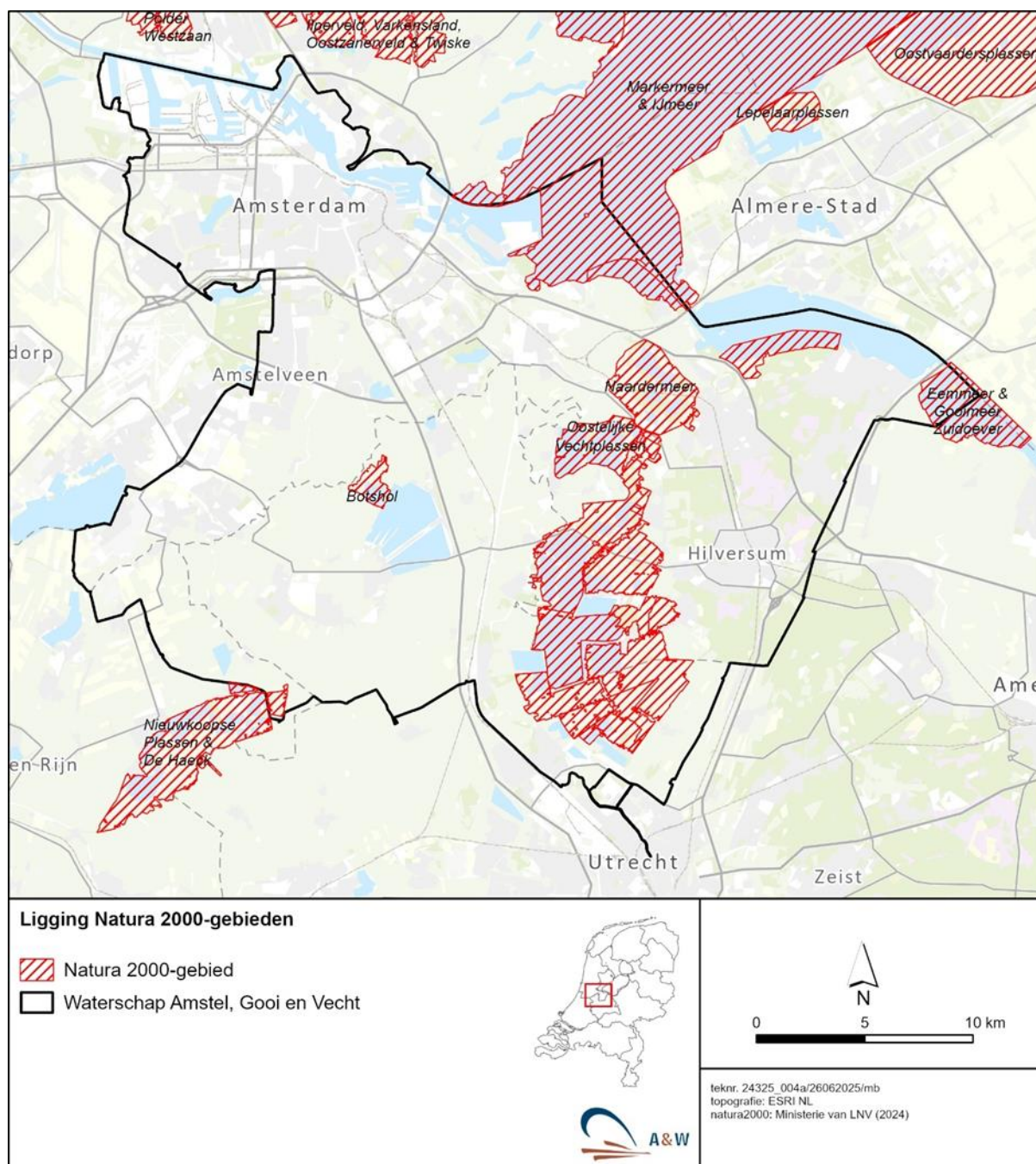
2.3 Analyse Natuurdoelen

Ten slotte richtten wij ons op de vraag of er bij verhoogde dichtheden van muskusrat effecten verwacht kunnen worden op natuur-, milieu-, en biodiversiteitsdoelen binnen het beheergebied van AGV. Op basis van de verzamelde literatuur en de voorgaande analyses is per natuur-, milieu- en biodiversiteitsdoel in het beheergebied van AGV beoordeeld of muskusratten hierop een potentieel effect hebben, en of dit effect positief, negatief of gemengd kan uitvallen.

De analyse van natuurdoelen is uitgevoerd in twee onderdelen. Eerst is gekeken naar vastgestelde ambities en doelen vanuit het waterschap AGV zelf en vanuit KRW-doelstellingen. Hiervoor zijn concrete doelen op het gebied van natuur, milieu en biodiversiteit geïdentificeerd vanuit beleidsstukken, zoals het Waterbeheerprogramma AGV 2022–2027 en het Biodiversiteitsherstelplan AGV (2021).

Daarnaast liggen er binnen het beheergebied van AGV enkele Natura 2000-gebieden. Het gaat om de gebieden Botshol, Oostelijke Vechtplassen, Naardermeer, en beperkte delen van de gebieden Markermeer & IJmeer, en Eemmeer & Gooimeer Zuidoever (Figuur 1.2). Van het gebied Nieuwkoopse plassen & de Haeck ligt slechts een klein deel binnen het beheergebied van AGV. Dit gebied is echter wel meegenomen in de beoordeling aangezien veranderingen in de muskusrattendichtheden wel zouden kunnen doorwerken direct over de waterschapsgrens. Binnen deze gebieden gelden concrete doelstellingen voor de bescherming van vastgestelde habitattypes (vegetatietypes) en/of de bescherming van verscheidene diersoorten zoals vastgesteld vanuit de Habitatrichtlijn of Vogelrichtlijn. Voor doelsoorten vanuit de Vogelrichtlijn beperken we ons tot broedvogels, aangezien meerdere soorten voor broedhabitat direct afhankelijk zijn van de kwaliteit van specifieke vegetatietypes. Voor niet-broedvogels worden op voorhand geen effecten verwacht aangezien dit gaat om overwinterende

(water)vogels die voornamelijk gebruik maken van waterrijke natuurgebieden als rust- en foerageerhabitat. Deze soortgroepen zijn minder afhankelijk van de kwaliteit van oever- en watervegetaties. Op voorhand wordt voor deze vogelsoorten dus geen effect op de instandhoudingsdoelen verwacht.



Figuur 2.2. Ligging van Natura 2000 gebieden binnen het beheergebied van AGV

3. Ecologische effecten van muskusratten

3.1 Effecten op Flora

Muskusratten zijn voornamelijk herbivoor en eten een breed scala aan emerse, submerse en oevervegetatie (Kadlec et al., 2007). Muskusratten verwijderen vegetatie niet alleen voor consumptie, maar ook voor het bouwen van burchten, ook wel een “hut” of “bouw” genoemd. Daarnaast graven muskusratten wortels uit en eten ze delen van de steel van emerse planten, waardoor een veel groter deel van de planten afsterft dan wat daadwerkelijk gegeten wordt (Skyrienė & Paulauskas, 2012; Vermaat et al., 2016). Dit leidt ertoe dat muskusratten, wanneer ze in hogere dichtheden voorkomen, tussen de 350 en 1700 kg aan vegetatie per hectare kunnen verwijderen in één seizoen (Kadlec et al., 2007). Gesteld wordt dat vanaf een dichtheid van zo'n 20 dieren per hectare kan worden verwacht dat het merendeel van de aquatische vegetatie in een moeras wordt verwijderd (Kadlec et al., 2007).

Dit effect kan als zowel negatief als positief worden beschouwd, afhankelijk van de context. In Noord-Amerika, waar de soort inheems is, wordt de muskusrat gezien als een “ecosystem engineer” met doorgaans een positief effect op de biodiversiteit (Higgins & Mitsch, 2001; Kua et al., 2020). De soort helpt daar bijvoorbeeld bij het bestrijden van invasieve soorten (Kua et al., 2020). De Europese variant van riet (*Phragmites australis* var. *australis*) is bijvoorbeeld invasief in delen van Noord-Amerika, en het openbreken van dichte vegetaties riet wordt daar gezien als positief voor de biodiversiteit (Saltonstall, 2002). Ook in Europa kan het effect van muskusrattenvraat positief zijn in situaties met zeer dichte vegetaties: in Zweden werd opgemerkt dat het openbreken van dichte moerasvegetatie open watergebieden creëerde die vervolgens door vogels werden gebruikt (Danell, 1996).

Herbivorie van muskusratten kan echter ook leiden tot zogenaamde “eat-outs,” waarbij het merendeel van de aquatische vegetatie verdwijnt en de muskusratpopulatie tijdelijk instort. Dit is een bekend en soms cyclisch fenomeen in Noord-Amerikaanse wetlands (Higgins & Mitsch, 2001; Kadlec et al., 2007). In het noorden van de Verenigde Staten is daarnaast bekend dat muskusratten de hydrologie van veenmoerassen beïnvloeden door het graven van kanalen, wat leidt tot een verhoogde heterogeniteit (Michigan Natural Features Inventory), al zijn hierover geen rechtstreekse onderzoeken beschikbaar.

In Europa, waar de muskusrat niet inheems is, zijn er aanwijzingen dat de soort grote effecten heeft op de vegetatiestructuur (Bakker & Bos, 2019; Skyrienė & Paulauskas, 2012). Belangrijke effecten worden vooral gezien op riet (*Phragmites australis*), dat anders dan in Noord-Amerika wél inheems is in Europa en van groot belang is voor een breed scala aan soorten. In de voormalige Sovjet-Unie, waar muskusratten voor de bontjacht zijn geïntroduceerd, zijn voorbeelden bekend van grote reducties in rietbedekking (Skyrienė & Paulauskas, 2012). Ook in Nederland is riet een belangrijk vegetatietype, en in veel moerasgebieden is de ontwikkeling van rietmoeras zeer gewenst. De ontwikkeling van riet komt op veel plekken echter niet goed op gang, grotendeels door herbivorie, waarbij doorgaans de grauwe gans (*Anser anser*) als belangrijkste begrazer wordt aangewezen (Temmink et al., 2022). Exclosure-studies uitgevoerd in het westelijk Nederlandse laagveengebied tonen echter aan dat de rol van muskusratten hierin mogelijk wordt onderschat (Sarneel et al., 2014; Vermaat et al., 2016). In een studie in de Reeuwijkse Plassen bleek bijvoorbeeld dat rietvegetaties zich snel herstelden wanneer muskusratten via rasters werden buitengesloten, terwijl buiten het raster het merendeel van de vegetatie duidelijk door muskusratten werd afgeknaagd (Vermaat et al., 2016).

Ook overige aquatische vegetaties kunnen sterk worden beperkt door de herbivorie van muskusratten. Sarneel et al. (2014) vonden een hogere bedekking en diversiteit van submerse (ondergedoken) en emergente (in overgangszone water-land) vegetaties binnen exclosures. Daarbij correleerden hogere muskusrattendichtheden negatief met de vegetatiebedekking in begraasde delen. In de Reeuwijkse

Plassen werden binnen de exclusies ook veel dichtere bedekkingen gevonden van onder andere grote egelskop, fonteinkruiden en krabbenscheer (Vermaat et al., 2016). Een hoge graasdruk op deze vegetaties, door muskusratten, maar ook door ganzen of kreeften, kan leiden tot scherpe overgangen tussen land en water in plaats van geleidelijke, begroeide stroken die belangrijk zijn als habitat voor verschillende vogels, vissen en ongewervelden (Sarneel et al., 2014). De aanwezigheid van met name emergente planten en krabbenscheer in deze zone is van groot belang voor de vorming van verlandingsvegetaties zoals veenmatschermen (Günther & Knösche, 2020). Er zijn dan ook aanwijzingen dat muskusratten een negatief effect hebben op de vegetatieontwikkeling in laagveenplassen in Nederland (Sarneel et al., 2011). Dit houdt open water in stand en heeft een negatieve invloed op de ontwikkeling van enkele beschermde vegetatietypen, zoals overgangs- en trilvenen. Ook suggereren observaties uit Noord-Amerika dat muskusratten via het graven van kanalen schade kunnen toebrengen aan gevestigde veenmosvegetaties (Michigan Natural Features Inventory), al zijn hier geen concrete voorbeelden van bekend in Nederland.

Ten slotte kunnen muskusratten via hun herbivorie en graafwerkzaamheden de lokale nutriëntenbalans beïnvloeden. Doordat ze in staat zijn grote hoeveelheden vegetatie zoals lisdodde te verwijderen vermindert de mate waarin deze planten stikstof opnemen uit water en bodem (Connors et al., 2000). Dit kan leiden tot verhoogde eutrofiëring en interfereert met de werking van helofytenfilters (Kadlec et al., 2007), wat kan leiden tot een toename van de bloei van (blauw)algen en verslechtering van de chemische conditie van het water. Daarnaast komt door het graafwerk in de oever en bodem veel sediment in het water, wat kan leiden tot vertroebeling en verder vrijkomen van stikstof (Connors et al., 2000). Dit effect is met name goed onderzocht voor bodemwoelende grote karperachtigen (Vilizzi et al., 2015). In Nederland is er geen rechtstreeks bewijs voor dit effect door muskusratten. Eutrofiëring en de resulterende algenbloei zijn een veelvoorkomend probleem maar de potentiële bijdrage van muskusratten is niet goed onderzocht.

3.2 Effecten op Fauna

Directe effecten

De muskusrat fungeert in Europa als prooi voor een groot aantal roofdiersoorten waaronder vogels, vissen (snoek) en zoogdieren (Skyrienė, & Paulauskas, 2012). De vos is in Europa een belangrijke predator van de muskusrat (Darnell, 1996). In bepaalde delen van Europa is de Amerikaanse nerts, een andere invasieve soort, een grote predator van muskusratten. De verspreiding van deze soort werd in Polen gelinkt aan een sterke afname in de aanwezigheid van muskusrat (Brzeziński et al., 2009). Hoewel muskusratten mogelijk lokaal een grote rol spelen in het dieet van inheemse predatoren, zijn er geen aanwijzingen dat er soorten zijn die op populatieniveau afhankelijk zijn van deze voedselbron.

De muskusrat is echter geen strikte herbivoor en kan zelf ook als predator optreden. Het is bekend dat muskusratten incidenteel ook weekdieren, zoals zoetwatermossels, en rivierkreeften eten (Birnbäum, 2013). De impact van muskusrat op weekdieren in Europa is slecht onderzocht en het is niet sterk aangetoond dat muskusratten een belangrijke bedreigende factor zijn voor de bescherming van enkele zeldzame soorten zoals platte zwanenmossel (*Pseudanodonta complanata*) en Bataafse stroommossel *Unio crassus*. In Duitsland is echter anekdotisch geobserveerd dat muskusratten lokaal grote aantallen zoetwatermosselen kunnen verorberen (Stemmer, 2017), wat problematisch kan zijn voor lokale geïsoleerde populaties zeldzame soorten.

Vraat op rivierkreeften is alleen problematisch in geïsoleerde locaties waar de Europese rivierkreeft nog voorkomt, in Nederland beperkt tot één bekende locatie nabij Arnhem. In de rest van ons land kunnen enkel de exotische rivierkreeften worden aangetroffen. De exotische rivierkreeften veroorzaken in Nederland niet alleen economische schade, maar hebben ook een negatieve impact op aquatische

vegetaties, vissen en amfibieën (Ottburg & Roessink, 2020; Roessink et al., 2024). Een afname in de dichtheden van exotische rivierkreeften kan dus worden gezien als positief. Echter, aangezien muskusratten en rivierkreeften vergelijkbare effecten hebben op watervegetaties, en muskusratten slechts in beperkte mate rivierkreeften eten, is het onwaarschijnlijk dat de muskusrat een effectieve bestrijder van de uitheemse kreeft is.

Indirecte effecten

Als “ecosystem engineers” kunnen muskusratten verregaande effecten hebben op hun omgeving (Kua et al., 2020), wat van belang is voor andere diersoorten die in en rond het water leven. Indirecte effecten op Europese diersoorten zijn slechts beperkt onderzocht. Voorlopige resultaten vanuit het Europese LifeMICA-project wijzen op een negatieve relatie tussen dichtheden muskusrat en populatiegroottes van beschermde water- en rietvogels (van Loon & Black, 2023), maar deze resultaten zijn verre van sluitend. Een benadering van de mogelijke effecten van muskusratten op andere diersoorten is dan ook vooral gebaseerd op de beter onderbouwde effecten op vegetatie, waaruit wordt afgeleid hoe deze effecten kunnen doorwerken op andere soorten.

Vele vogelsoorten zijn afhankelijk van rietvegetaties, waaronder soorten als roerdomp, grote karekiet en waterral. Grotere oppervlakten, langere oevers en betere verbindingen tussen rietkragen correleren met een hogere diversiteit aan rietvogels (Orłowski & Górka, 2013). Verschillende vogelsoorten maken op uiteenlopende manieren gebruik van riet. Sommige soorten geven de voorkeur aan uitgestrekte, gesloten rietvelden voor hun nestplaatsen. Veel andere soorten, zoals de rietzanger en kleine karekiet, nestelen juist liever langs de randen van rietvegetaties. Heterogene rietvegetaties, waarin open plekken, jonge en oude rietdelen, en overgangen naar open water elkaar afwisselen, bieden daardoor ruimte aan een grotere variatie aan soorten (Báldi & Kisbenedek, 2000).

In grote, robuuste en aaneengesloten rietmoerassen kan begrazing of vraat door muskusratten en andere diersoorten bijdragen aan het vergroten van deze heterogeniteit. In de context van de moerasdelen van de Oostvaardersplassen wordt begrazing (vooral door ganzen) in beperkte mate gezien als positief (Provincie Flevoland, 2024). Onderzoek in dit gebied toont aan dat begrazing door ruiende ganzen kan leiden tot een hogere heterogeniteit in structuur en groeistadia van riet (Van den Wyngaert, et al., 2003), wat kan leiden tot een groter aantal niches voor onder andere vogels en insecten. Een voorbeeld van een profiteur van begrazing is het porseleinhoen (*Porzana porzana*), welke graag nestelt en foerageert in rietvegetaties die tot op zekere hoogte zijn opengebroken door ganzen (van der Hut, 2025). Theoretisch kunnen muskusratten een vergelijkbaar effect hebben op dichte rietvegetaties. Echter, in Nederland bestaat het merendeel van rietzones juist uit smalle, lijnvormige stroken langs waterkanten, die van zichzelf al relatief veel randhabitat bevatten. In zulke gebieden kan extra vegetatieverwijdering door muskusratten of andere grazers leiden tot verdere versmalling, versnippering en achteruitgang van het riet, waardoor het als broedhabitat minder geschikt wordt (Orłowski & Górka, 2013, Bakker & Bos, 2019). Daarmee vormt muskusratvraat een extra risico voor de kwaliteit en continuïteit van deze toch al kwetsbare rietvegetaties. Ook soorten die profiteren van opengebroken rietvegetaties zullen geen geschikt habitat vinden wanneer de omgeving té open wordt (van der Hut, 2025). Naast vogels fungeren deze rietzones als broedhabitat voor vissen en gaan bredere rietzones gepaard met hogere diversiteit aan libellen (van Loon & Black, 2023). Er bestaat ook beperkte onderbouwing dat de vraat van muskusratten aan oevervegetatie leidt tot concurrentie met de inheemse woelrat (*Arvicola amphibius*), wat kan leiden tot afnemende aantallen van deze soort (Danell, 1996).

Veel zeldzame insectensoorten gedijen bij veen- en veenvormende vegetaties, en sommige soorten zijn gebonden aan een specifieke stap in het verlandingsproces van petgaten. Ter illustratie: in een vroeg stadium, met drijvende krabbenscheervelden en goed ontwikkelde emerse vegetaties, gedijen soorten als de groene glazenmaker (*Aeshna viridis*). Bij meer gevorderde verlandingszones zal het

habitat steeds geschikter worden als voortplantingshabitat voor soorten die zich voortplanten in overgangsvegetaties zoals trilvenen, waaronder de gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*). De venwitsnuitlibel (*Leucorrhinia dubia*) plant zich dan weer voort in oudere, verder verlandende situaties met veel veenmos (bron: de Vlinderstichting). Ieder van deze libellensoorten is relatief zeldzaam in Nederland. Als oevervegetaties door herbivorie worden teruggedrongen, zal dat ten nadele komen van dergelijke soorten en zullen soorten die gedijen bij meer open water en minder dichte oevervegetaties de overhand krijgen, zoals de platbuik (*Libellula depressa*).

Ook de meer carnivore kant van de muskusrat kan indirecte effecten hebben op het ecosysteem. Theoretisch kan de predatie op bijvoorbeeld exotische rivierkreeften lokaal gunstig uitpakken vanwege hun destructieve invloed op broed van amfibieën en vissen (Roessink et al., 2024). Aan de andere kant brengt het feit dat muskusratten ook mosselen eten potentiële gevolgen met zich mee voor soorten die van deze mosselen afhankelijk zijn. Zo is de bittervoorn (*Rhodeus amarus*), een Europees beschermde vissoort, volledig afhankelijk van grote zoetwatermosselen voor de voortplanting: de bittervoorn legt eieren in de levende mosselen, waar de larven zich veilig kunnen ontwikkelen. Als muskusratten daadwerkelijk in grote mate mosselen verorberen, zoals incidenteel wordt geclaimd, kan dit negatieve gevolgen hebben voor de voortplantingskansen van de bittervoorn. Dit kan bijdragen aan de verdere achteruitgang van deze soort, die al onder druk staat door watervervuiling en habitatverlies.

Verder hebben muskusrattenburchten effecten door hun functie als broedplaatsen voor verschillende vogelsoorten. In Noord-Amerika wordt bijvoorbeeld gerapporteerd dat de zwarte stern (*Chlidonias niger*) regelmatig gebruikmaakt van muskusrattenburchten als nestplaats (Zimmerman et al., 2002). In Nederland vormt een gebrek aan geschikte nestplaatsen een belangrijke beperkende factor voor deze soort (Beintema & Müskens, 2010), waardoor tegenwoordig vaak kunstmatige nestvlotjes worden aangeboden. Muskusrattenburchten zouden in Nederland mogelijk ook als incidentele broedplekken kunnen fungeren, al is hier geen directe verslaglegging voor gevonden. Aan de andere kant bestaan er, zoals eerder besproken, aanwijzingen dat herbivorie door muskusratten een negatief effect kan hebben op krabbenscheer en andere emergente vegetatie die traditioneel als broedhabitat dient. Hoe deze verschillende effecten zich in het geheel uitwerken, is daarom lastig te zeggen. Daarnaast maken grauwe ganzen vaak gebruik van muskusrattenburchten (Pehrsson, 1984). Hoewel begrazing door ganzen in bepaalde situaties als positief wordt beschouwd (Van den Wyngaert, et al., 2003), wordt de toename van broedende grauwe ganzen vaak gezien als negatief voor de moerasontwikkeling. Of geschikte broedplaatsen in de vorm van muskusrattenburchten daadwerkelijk een beperkende factor zijn voor deze ganzenpopulatie, is echter nog zeer de vraag.

Er is geopperd dat muskusrattenburchten als broeihopen kunnen dienen waarin de ringslang haar eieren kan leggen. Ringslangen kiezen doorgaans composthopen omdat de warmte die ontstaat essentieel is voor de incubatie van de eieren. Het Nederlands Herpetologisch Genootschap adviseert voor een broeihoop een hoogte van ongeveer 1 meter en een volume van 1 tot 2 kubieke meter organisch materiaal, om een stabiele, warme omgeving te creëren. Muskusrattenburchten, ook wel koepelnesten genoemd, kunnen tot 1,5 meter hoog en circa 2 meter breed worden. In theorie zouden grotere burchten dus geschikt kunnen zijn als broedplaatsen. Tot op heden is dit echter nergens concreet beschreven, en een dergelijke vondst zou een unieke bijdrage aan de wetenschap zijn. Wel weten we dat muskusrattenburchten, in ieder geval in Noord-Amerika, invloed hebben op de soortensamenstelling van ongewervelden in de directe omgeving (De Szalay & Cassidy, 2001). Of dit negatief of positief is voor de bredere biodiversiteit in Nederland is niet onderzocht.

4. Analyse lokale effecten

De dichtheid muskusrattenvangsten was in het grootste deel van de EAGs relatief laag wanneer vergeleken met historische data (Lammertsma & Niewold, 2005; zie hoofdstuk 6), met enkele uitzonderingen (Figuur 4.1). De laagste gemiddelde jaarlijkse dichtheid over een 3-jarige periode (zonder correctie voor inspanning) was 0,004 jaarlijks gevangen dieren per km, de hoogste geregistreerde dichtheid was 10,1 jaarlijkse vangsten/km. Gemiddeld werden per EAG jaarlijks 0,3 muskusratten per kilometer oever gevangen. Ter vergelijking met andere literatuur komt dat met een ruwe omzetting neer op grofweg 0,6 vangsten per kilometer watergang.

In de eerste 3-jarige periode (2018-2020) werd in 22 KRW-lichamen een hoge mate van ganzenvraat gemeld in de KRW-factsheets. In de tweede periode (2021-2023) ging het om 23 KRW-waterlichamen (Figuur 4.2). Dichtheden van grote karperachtigen (uitgedrukt in gram biomassa per m² liepen uiteen van minimaal 0,003 – tot maximaal 76,8 g/m². De gemiddelde dichtheid was 11,4 g/m².

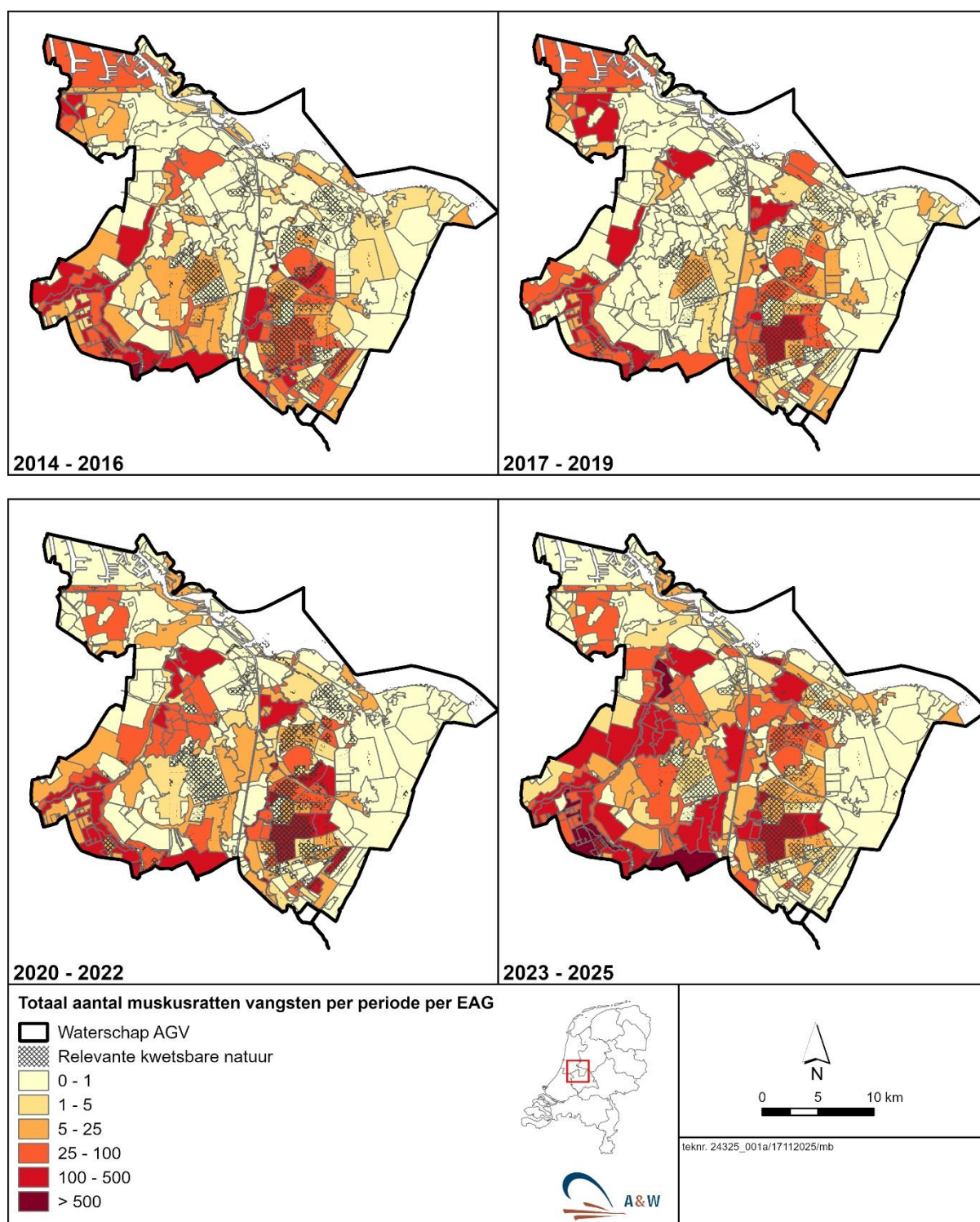
Met de gegevens uit het Waterkwaliteitsportaal was voor geen van de individueel onderzochte plantensoorten een effect van herbivorie te schatten. Voor veel plantensoorten was de soort in een te klein aantal plots aanwezig, waardoor modellen niet konden convergeren. Ook voor riet was interessant genoeg geen effect van muskusratten of ganzen vast te stellen. Voor riet bleken significante verschillen tussen locaties te bestaan, maar deze waren binnen dit model niet verklaarbaar door de gegeven variabelen.

Modellen voor geaggregeerde groepen (emergente vegetatie, grote drijfbladplanten, som submerse vegetatie) waren wel allen in staat te convergeren. De inclusie van muskusrattenvangsten bleek geen verklarende waarde te hebben voor emergente vegetatie. Dit was opvallend aangezien juist effecten op emergente vegetatie in de literatuur het vaakst worden behandeld. Muskusrattenvangsten vergrootten wel de verklarende waarde voor het model voor grote drijfbladplanten, maar de correlatie tussen muskusratten en bedekking was niet significant ($p = 0.33$). Deze resultaten impliceren dat andere factoren in de huidige situatie een sterker effect hebben op de variatie in vegetatiebedekking, en dat door de hoge variatie tussen locaties en jaren geen effect van muskusratten kan worden geschat met de huidige dataset.

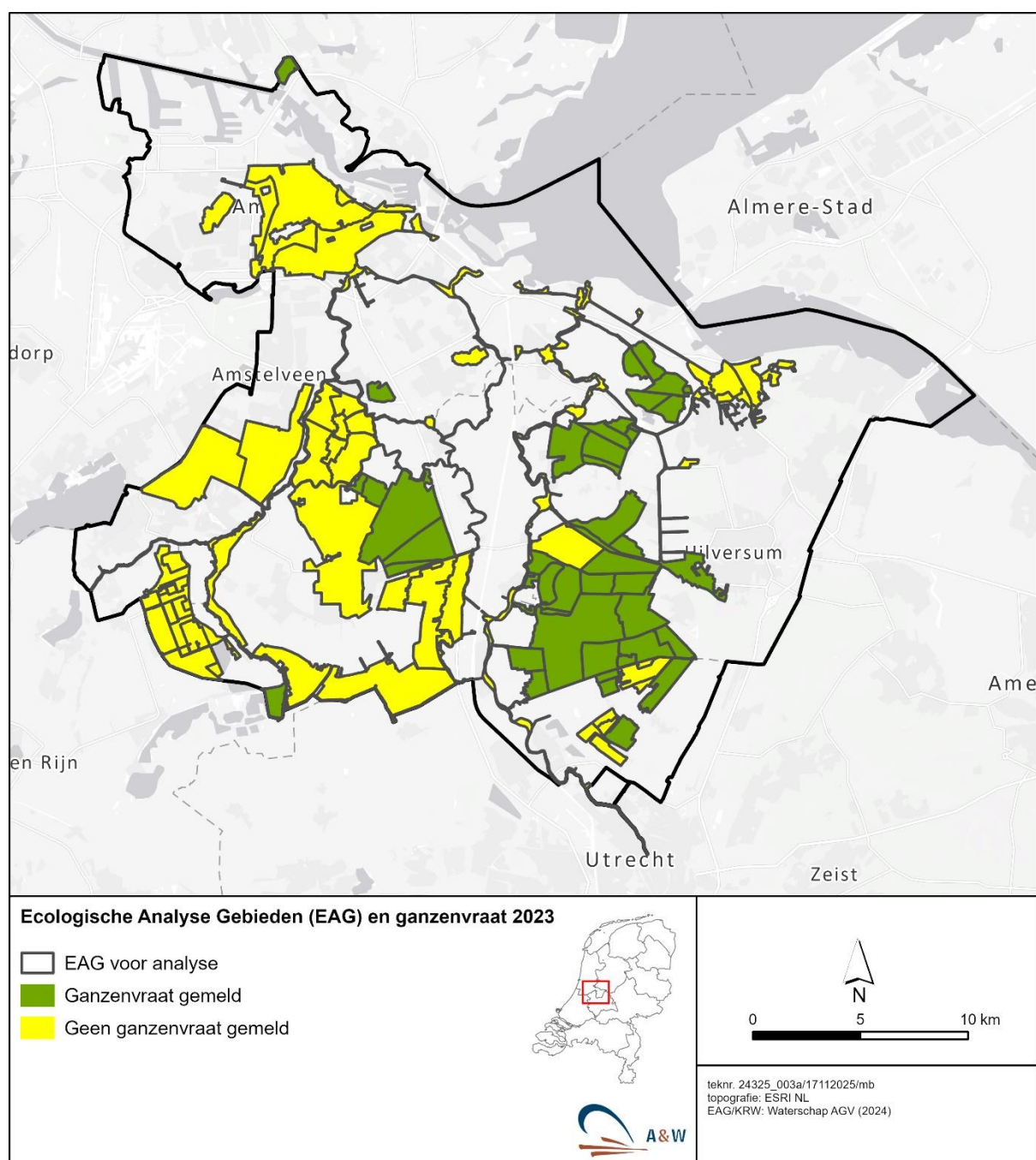
Voor de bedekking van submerse vegetatie was wel een correlatieve relatie met muskusrattenvangsten te schatten. Het beste model gebruikte een lineair effect voor muskusrattenvangsten, ganzenvraat, en een smooth term (s) voor Cypriniden als verklarende factoren, met een random intercept voor jaar en EAG. Het model verklaarde 45,4% van de deviance en had een aangepaste R² van 0,226. De vangstintensiteit van muskusratten bleek significant negatief geassocieerd met de bedekkingsgraad submerse planten ($\beta = -5.40$, $p = 0.006$) (Figuur 4.2). De modelcontrole (gam.check) gaf geen aanwijzingen dat de gekozen basisdimensies onvoldoende waren. De resultaten suggereren dat onze proxy voor muskusrattendichtheden correleren met een lagere bedekking submerse vegetatie, onafhankelijk van overige factoren. Let wel dat voor niet alle potentiële factoren vertegenwoordigd waren in deze analyse (hoofdstuk 6).

Tabel 4.1 Samenvatting resultaten correlatieve analyse van relatie muskusrattenvangsten en bedekking verschillende types vegetatie.

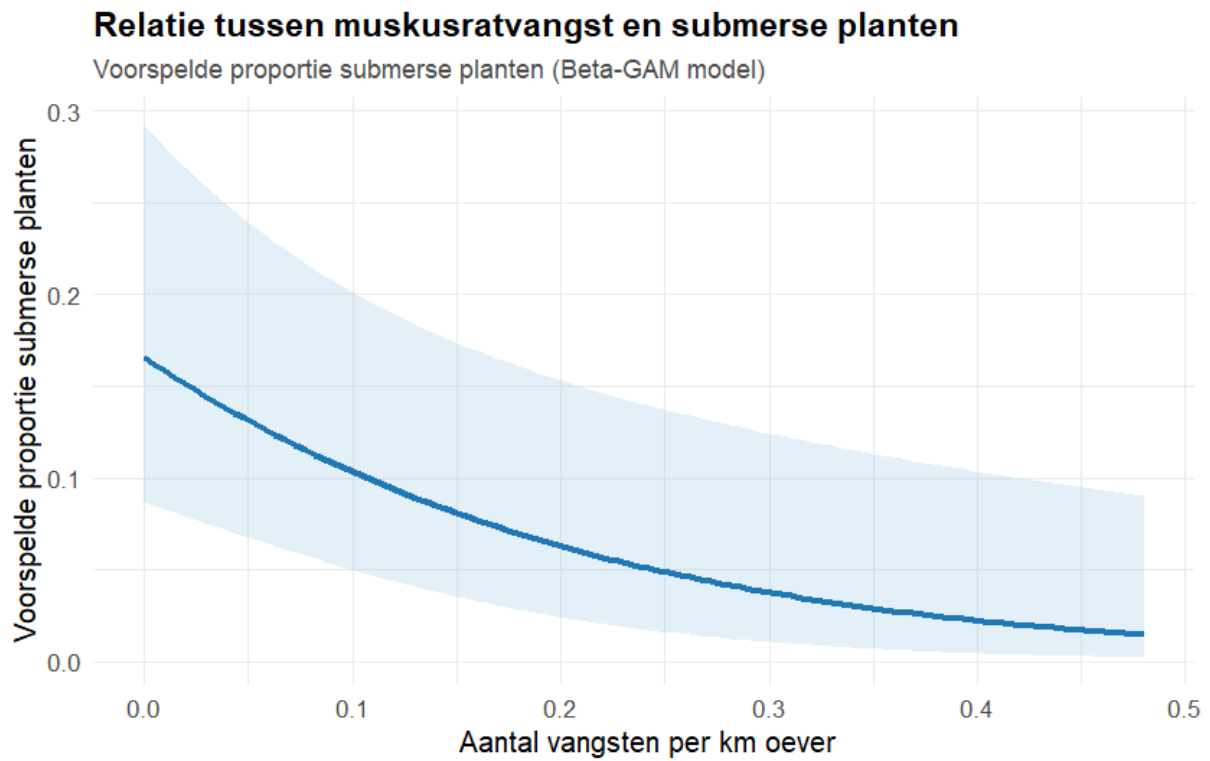
Vegetatietype	Relatie
Emerse vegetatie	Geen significante verklaring variatie
Submerse vegetatie	Significante negatieve relatie met muskusrattenvangsten *
Grote drijfbladplanten	Geen significante verklaring variatie
Individuele planten	Geen significante verklaring variatie



Figuur 4.1. Muskusrattenvangsten per EAG, gepresenteerd per 2-jarige periode. Gearceerd zijn natuurgebieden aangegeven met potentieel kwetsbare beheertypen.



Figuur 4.2. KRW-wateren en de daarbinnen liggende EAG's waar een hoge druk van ganzenherbivorie werd geconstateerd als beperkende factor voor behalen KRW-doelen. Gepresenteerde is de situatie in 2023,



Figuur 4.3. Voorspelde waarden op basis van het beste model (Beta-GAM met logit-link). Alle overige variabelen zijn constant gehouden. De getoonde lijn geeft het marginale effect van muskusrattenvangst weer op de verwachte dekking submerse planten, met 95%-betrouwbaarheidsinterval. De weergegeven waarden zijn getransformeerd van de logit-schaal naar proporties tussen 0 en 1.

5. Analyse Natuurdoelen Amstel, Gooi & Vecht

In de volgende tabellen zijn de mogelijke effecten van muskusratten op natuur- en waterbeheerdoelen binnen het beheergebied van AGV samengevat. De tabellen geven per doel of doelsoort een inschatting van de potentiële effecten, de onderliggende mechanismen en de belangrijkste literatuurbronnen. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen de Kaderrichtlijn Water (KRW-doelen), beleidsmatige doelen van AGV, Natura 2000-habitattypen en Natura 2000-doelsoorten. Als er onvoldoende onderbouwing bestaat om een effect te verwachten, wordt het potentiële effect beoordeeld als “Onbekend”. In het geval dat vanuit verschillende bronnen zowel positieve als negatieve effecten worden voorspeld, en onduidelijk is wel effect de overhand heeft, wordt het effect aangeduid als “Gemengd”.

5.1 KRW-doelen

Doelstellingen zoals afgeleid vanuit de Kaderrichtlijn Water (Tabel 5.1) zijn doorgaans meer gericht op de chemische waterkwaliteit en brede biodiversiteitsdoelen dan dat deze gericht zijn op specifieke soorten vegetaties of doelsoorten. Dit maakt dat het voor bepaalde doelen lastig is om een eenduidig positief of negatief effect van muskusratten te schatten. Muskusratten hebben wel een duidelijk negatief effect op oeverstabiliteit, en hebben tot op zekere hoogte een effect op de chemische samenstelling van het water.

Tabel 5.1. Potentiële effecten van muskusratten op doelstellingen, afgeleid vanuit de Kaderrichtlijn water.

Doel	Bron	Potentieel effect	Beschrijving effect	Referenties
Goed ecologisch water 2027	Stroomgebiedbeheerplan KRW Rijn-West, Waterbeheerprogramma AGV 2022–2027	Gemengd	Graafwerk en vraat verminderen water- en oevervegetatie, mogelijk bevordering diversiteit ongewervelden	Kadlec et al. 2007; Sarneel et al. 2014, Connors et al., 2000. (De Szalay & Cassidy, 2001)
Goed chemisch water 2027	Stroomgebiedbeheerplan KRW Rijn-West, Waterbeheerprogramma AGV 2022–2027	Minimaal /Negatief	Vraat op planten kan eutrofiëring vergroten. Aantasting zuiveringsmoeras- sen	Kadlec et al. 2007, Connors et al., 2000
Nutriënt limitatie / lage nutriënten	Waterkwaliteit-portaal, Wat is mijn waterkwaliteit	Minimaal /Negatief	Vraat op planten kan eutrofiëring vergroten. Aantasting zuiveringsmoeras- sen	Connors et al. 2000; Kadlec et al. 2007
Stabiele oevers met ecologisch beheer	Waterkwaliteit-portaal, Wat is mijn waterkwaliteit	Negatief	Graverij verzwakt oevers; vraat op emerse planten beïnvloedt oeverstructuur.	Sarneel et al. 2014; Vermaat et al. 2016
Behoud en herstel van KRW- waterlichamen	AGV Achtergrondrapport KRW-lichamen	Gemengd	Vraat bevordert heterogeniteit maar kan leiden tot verdwijnen vegetaties	Higgins & Mitsch 2001; Michigan NFI

5.2 Beleidsmatige doelen

Enkele beleidsmatige doelen van AGV zijn directer gericht op herstel van biodiversiteit, versterking van ecologische verbindingen en ontwikkeling van robuuste moeras- en oeverzones (Tabel 5.2.). Deze doelen zijn direct afhankelijk van de aanwezigheid en kwaliteit van oever- en moerasvegetaties. Omdat muskusratten juist deze vegetaties aantasten door vraat en graafactiviteiten, zijn de potentiële effecten overwegend negatief in relatie tot deze beleidskaders.

Tabel 5.2. Potentiële effecten van muskusratten op doelstellingen, afgeleid vanuit beleidsplannen die relevant zijn voor het beheergebied van AGV.

Doel	Bron	Potentieel effect	Beschrijving effect	Referenties
Versterking van ecologische verbindingszones in laagveengebied	Biodiversiteitsherstelplan AGV (2021)	Negatief	Herbivorie muskusratten degradeert continuïteit van oevervegetaties en kan smalle ecologische corridors beschadigen/ versnipperen	Sarneel et al., 2014; Vermaat et al., 2016
Natuurvriendelijke oevers voor biodiversiteitsherstel	Waterbeheerprogramma AGV 2022–2027	Negatief	Herbivorie verwijdt vegetatie op geleidelijke land/waterovergangen die voor vissen, libellen en vogels van belang zijn	Sarneel et al., 2014; Kadlec et al., 2007
Vergroten van robuuste moeraszones voor rietvogels	Water Natuurlijk – Natuurherstel	Negatief	Afname en versnippering van rietzones verlaagt geschiktheid als broedhabitat voor soorten als roerdomp en grote karekiet	van Loon & Black, 2023; Vermaat et al., 2016
Herstel en bescherming van Natura 2000-habitats in brongebieden	Waternet beleidsplan 2024–2034	Negatief	Muskusratten belemmeren ontwikkeling van riet, verlandingsvegetaties en overige doelen (Zie tabellen Natura 2000).	Sarneel et al., 2011; Günther & Knösche, 2020
Bevorderen van biodiversiteit bij drinkwaterproductiegebieden (AWD, Loenderveen)	Waternet beleidsplan 2024–2034	Gemengd	Vraat kan lokaal heterogeniteit creëren, maar ook leiden tot verlies van gevestigde vegetaties. Lokale creatie nestplaatsen en leefgebied ongewervelden.	Higgins & Mitsch, 2001; Kadlec et al., 2007; de Szalay et al., 2001 (Zimmerman et al., 2002)

5.3 Natura 2000 – Habitattypen

Alle Natura 2000-gebieden binnen het beheergebied van AGV bestaan grotendeels uit moeras en andere natte natuur (Tabel 5.3). Vooral vegetaties bestaand uit submerse waterplanten, krabbenscheer, fonteinkruiden en veenmosrijke overgangs- en trilvenen zijn gevoelig voor herbivorie door muskusrat. Hierdoor zijn de verwachte effecten voor de meeste habitattypen duidelijk negatief, met uitzondering van enkele terrestrische typen waar een interactie met muskusratten niet aannemelijk is.

Tabel 5.3. Potentiële effecten van muskusratten op Natura 2000 habitattypen binnen het beheergebied van AGV.

Habitatype	Gebieden	Potentieel effect	Type effect	Referentie(s)
H3140 – Kranswierwateren	Botshol, Oostelijke Vechtplassen, Naardermeer, Nieuwkoopse Plassen & de Haek, Naardermeer, Markermeer & IJmeer	Negatief	Herbivorie van submerse soorten leidt tot vegetatieverlies	Kadlec et al., 2007; Sarneel et al., 2014
H3150 – Meren met krabbenscheer en Fonteinkruiden	Botshol, Oostelijke Vechtplassen, Nieuwkoopse Plassen & de Haek, Naardermeer, Markermeer & IJmeer	Negatief	Vraat op krabbenscheer en fonteinkruiden leidt tot afname bedekking en verstoring verlanding	Vermaat et al., 2016; Günther & Knösche, 2020
H7140 – Overgangs- en trilvenen	Botshol, Oostelijke Vechtplassen, Nieuwkoopse Plassen & de Haek, Naardermeer	Negatief	Vraat op krabbenscheer en emerse vegetatie leidt tot afname bedekking en verstoring verlanding	Sarneel et al., 2011; Michigan NFI
H7210 – Galigaanmoerassen	Botshol, Oostelijke Vechtplassen, Nieuwkoopse Plassen & de Haek	Negatief	Herbivorie op o.a. zeggen beïnvloedt structuur en bedekking	Skyrienė & Paulauskas, 2012
H91D0 – Hoogveenbossen	Botshol, Nieuwkoopse Plassen & de Haek, Naardermeer, Oostelijke Vechtplassen	Onbekend	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	-
H6410 – Blauwgraslanden	Oostelijke Vechtplassen, Nieuwkoopse Plassen & de Haek, Naardermeer	Onbekend	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	-
H6510 - Glanshaverhooilanden	Botshol	Onbekend	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	-
H6430 – Ruigten en Zomen	Botshol, Nieuwkoopse Plassen & de Haek Oostelijke Vechtplassen, Naardermeer	Onbekend	Potentieel herbivorie oeversorten, Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	-
H4010 – Vochtige Heiden	Oostelijke Vechtplassen, Plassen & de Haek, Naardermeer	onbekend	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	-

5.4 Natura 2000 - Doelsoorten

Voor weinig doelsoorten (Tabel 5.4.) is een directe link met muskusrattendichtheden in de literatuur aangetoond. Potentiële effecten zijn dus in de meeste gevallen beredeneerd vanuit de afhankelijkheid van doelsoorten aan omgevingsfactoren die worden beïnvloed door muskusratten. Voor soorten die sterk afhankelijk zijn van bepaalde vegetatietypes als broed-, schuil-, of foerageergebied, wordt het potentiële effect van muskusratten als negatief beschouwd. Voor soorten die minder afhankelijk zijn van kwetsbare types vegetatie, zijn de effecten daarentegen beperkt of neutraal. Potentiële effecten door directe predatie op schaaldieren worden genoemd, maar er is onvoldoende onderzoek om te stellen dat hier een negatief effect te verwachten is.

Tabel 5.4. Potentiële effecten van muskusratten op Natura 2000 doelsoorten met instandhoudingsdoelen binnen het beheergebied van AGV. Het gaat om doelsoorten vanuit de Habitatrichtlijn, ofwel om broedvogelsoorten vanuit de Vogelrichtlijn.

Doelsoort	Gebieden	Potentieel effect	Type effect	Referentie(s)
Grote karekiet (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	Naardermeer, Oostelijke Vechtplassen, Eemmeer & Gooimeer Zuidoever	Negatief	Vermindering broedhabitat door afname van rietvegetatie	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023
Woudaap (<i>Ixobrychus minutus</i>)	Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vermindering broedhabitat door afname van rietvegetatie	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023
IJsvogel (<i>Alcedo atthis</i>)	Oostelijke Vechtplassen	Onbekend/Neutraal	Geen relevante afhankelijkheid van vegetatiestructuur	–
Porseleinhoen (<i>Porzana porzana</i>)	Oostelijke Vechtplassen	Gemengd	Openbreken dichte rietvegetaties positief, maar te hoge vraatdruk negatief	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023; Van der Hut, 2025
Roerdomp (<i>Botaurus stellaris</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vermindering broedhabitat door afname van rietvegetatie	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023
Snor (<i>Locustella luscinioides</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Naardermeer, Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vermindering broedhabitat door afname van rietvegetatie	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023
Rietzanger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vermindering broedhabitat door afname van rietvegetatie	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023
Aalscholver (<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>)	Naardermeer	Onbekend/Neutraal	Geen relevante afhankelijkheid van vegetatiestructuur	–
Groene glazenmaker (<i>Aeshna viridis</i>)	Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vraat op krabbenscheer en emerse vegetatie schaadt verlandingszones	Vermaat et al., 2016; Sarneel et al., 2011; van Loon & Black, 2023; Günther & Knösche, 2020

Gevlekte witsnuitlibel (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>)	Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vraat op krabbenscheer en emerse vegetatie schaadt verlandingszones	Vermaat et al., 2016; Sarneel et al., 2011; van Loon & Black, 2023; Günther & Knösche, 2020
Noordse witsnuitlibel (<i>Leucorrhinia rubicunda</i>)	Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vraat op krabbenscheer en emerse vegetatie schaadt verlandingszones	Vermaat et al., 2016; Sarneel et al., 2011; van Loon & Black, 2023; Günther & Knösche, 2020
Bittervoorn (<i>Rhodeus amarus</i>)	Oostelijke Vechtplassen, Naardermeer	Onbekend/Negatief	Indirect effect via predatie zoetwatermosselen als broedsubstraat (anekdotisch)	Stemmer, 2017; Birnbaum, 2013
Zegge-korfslak (<i>Vertigo moulinsiana</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Naardermeer	Onbekend	Potentiële predatie, geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	–
Gestreepte waterroofkever (<i>Dytiscus circumflexus</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Naardermeer	Negatief	Aantasting habitat door herbivorie op rijke watervegetatie	Vermaat et al., 2016; Sarneel et al., 2011; van Loon & Black, 2023
Platte schijfhoren (<i>Anisus vorticulus</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Naardermeer	Negatief	Aantasting habitat door herbivorie op rijke watervegetatie	Vermaat et al., 2016; Sarneel et al., 2011; van Loon & Black, 2023
Kleine modderkruiper (<i>Cobitis taenia</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Botshol, Naardermeer	Onbekend	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	–
Beek-/Rivierdonderpad (<i>Cottus perifretum</i> / <i>Cottus rhenanus</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Markermeer & IJmeer	Onbekend	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	–
Meervleermuis (<i>Myotis dasycneme</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Botshol	Onbekend	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	–
Noordse woelmuis (<i>Microtus oeconomus arenicola</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck	Onbekend	Mogelijk concurrentie oevervegetaties, zoals geobserveerd bij woelrat	Danell, 1996
Groenknolorchis (<i>Liparis loeselii</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Naardermeer	Onbekend	Mogelijk herbivorie/aantasting veenvormende vegetaties, geen duidelijke interactie aangetoond	–
Purperreiger (<i>Ardea purpurea</i>)	Naardermeer, Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Oostelijke Vechtplassen	Negatief	Vermindering broedhabitat door afname van rietvegetatie	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023

Zwarte stern (<i>Chlidonias niger</i>)	Naardermeer, Nieuwkoopse Plassen & de Haeck, Oostelijke Vechtplassen	Onbekend/Gemengd	Aantasting krabbenscheervegetaties, potentieel aanbod nestplaatsen	Vermaat et al., 2016; van Loon & Black, 2023; Zimmerman et al., 2002
Zwartkopmeeuw (<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>)	Nieuwkoopse Plassen & de Haeck	Onbekend/Neutraal	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	–
Visdief (<i>Sterna hirundo</i>)	Eemmeer & Gooimeer Zuidoever	Onbekend/Neutraal	Geen duidelijke interactie met muskusratten aangetoond	–

6. Discussie

In deze rapportage is, middels literatuuronderzoek, onderzocht wat de huidige staat van kennis is omtrent ecologische effecten van de muskusrat. Daarbij is een analyse uitgevoerd met bestaande monitoringsdata van muskusrattenvangsten en van vegetatie binnen het beheergebied van Waterschap Amstel, Gooi en Vecht, om mogelijke lokale effecten op natuurdoelen te duiden.

De effecten van muskusratten zijn in belangrijke mate afhankelijk van de context, zoals eerder geschetst (Bakker & Bos, 2019). De waardering van het uiteindelijke effect hangt samen met de vraag welk natuurdoel wordt nagestreefd, en op welke schaal. Een rietmoeras is bijvoorbeeld niet per definitie soortenrijk, maar in combinatie met andere habitattypen kan het op landschapsniveau juist bijdragen aan een groter mozaïek van niches en soorten. In grote robuuste rietmoerassen en andere dichte vegetaties is herbivorie (zoals door muskusrat veroorzaakt) vaak welkom door heterogeniteit structuur. In smalle of reeds verzwakte oeverzones, die bovendien onder druk staan door andere factoren, heeft extra vraat echter een tegengesteld effect: rietkragen worden smaller, meer versnipperd en ecologisch minder waardevol.

Een vergelijkbaar patroon geldt voor submerse vegetaties en krabbescheervelden, die in veel delen van Nederland achteruitgaan of slechts moeizaam herstellen (Ottburg & Roessink, 2020; Schep et al., 2015). Het beperkte herstel wordt doorgaans toegeschreven aan verminderde waterkwaliteit, woelende vis zoals brasem en karper, en intensieve begrazing door rivierkreeften. Enclosure-experimenten wijzen er echter op dat de bijdrage van muskusratten als extra drukfactor mogelijk wordt onderschat (Sarneel et al., 2014; Vermaat et al., 2016). Dit sluit aan bij de correlatieve resultaten van de huidige analyse, waarin muskusratvangsten negatief samenhangen met de aanwezigheid van submerse en oevervegetatie in het beheergebied van AGV. Deze resultaten suggereren dat potentiële effecten van muskusrat mogelijk worden onderschat bij het beoordelen van vegetatieontwikkelingen in AGV.

Discussie analyse en gegevens

De resultaten van de correlatieve analyse in dit rapport moeten worden geïnterpreteerd binnen de context van bestaande kennis, aangezien correlaties op zichzelf geen bewijs leveren voor een direct causaal verband. Met de beschikbare gegevens is het bovendien moeilijk de effecten van muskusratten te scheiden van die van andere herbivoren of van natuurlijke schommelingen. Door het beperkte aantal jaren en locaties waarvoor complete data beschikbaar was, kunnen willekeurigheden een grote rol spelen. Voor ganzendichtheden waren geen kwantitatieve data beschikbaar op de schaal van EAGs. De gebruikte beoordelingen zijn een kwalitatieve indicatie maar geen objectieve maat van begrazingsintensiteit. Daarbij bestaat de mogelijkheid dat schade aan oevervegetaties soms aan ganzen wordt toegeschreven, terwijl deze mogelijk (deels) door muskusratten is veroorzaakt, mede door hun minder zichtbare leefwijze (Vermaat et al., 2016).

Ook voor muskusrattendichtheden zelf was geen objectieve maat beschikbaar. Hoewel we corrigeren voor het aantal gemaakte velduren door beheerders, was er geen gelijke inspanning over het gehele beheergebied. Dit is omdat de meeste rattenvallen zullen worden geplaatst op plaatsen waar muskusrattenbeheerders verwachten de meeste dieren te vangen, gebaseerd op veldsporen en ervaring. De vangstresultaten kunnen dus niet worden gezien als een directe maat voor dichtheden muskusrat, maar als een indicatie, met de aanname dat ervaren vangers hun vangstinspanning min of meer matchen aan de dichtheden. Het gebruiken van aantallen vangsten per hectare, of per km oever/waterloop is overigens een redelijk gebruikelijke benadering in de literatuur (Lammertsma & Niewold, 2005; Sarneel et al., 2014).

Rivierkreeftdichtheden zijn in deze analyse buiten beschouwing gelaten door een gebrek aan geschikte data. Dit is een belangrijke beperking, aangezien rivierkreeften in veel studies worden genoemd als een minstens even grote, en mogelijk grotere, bedreiging voor aquatische vegetatie dan muskusratten. Opvallend is dat in de huidige analyse juist een negatieve relatie werd gevonden tussen muskusratvangsten en submerse vegetatie, terwijl dit doorgaans de vegetatie is die het sterkst onder druk staat van rivierkreeften. Het is onbekend in hoeverre kreeftendichtheden binnen het beheergebied variëren, en of de drempelwaarden waarbij schade optreedt daadwerkelijk worden bereikt (Roessink et al., 2024). Structurele monitoring van rivierkreeften en andere ongewervelden zou daarom waardevol zijn om de relatieve rol van deze groepen beter te kwantificeren. Dit zou tevens bijdragen aan het onderbouwen van de anekdotische meldingen van schade aan schaaldieren en hun mogelijke interacties met muskusratten.

Op basis van de beschikbare gegevens kan dus niet overtuigend worden vastgesteld of muskusratten bij huidige dichtheden een belangrijke belemmering vormen voor de ontwikkeling van water- en oevervegetaties binnen het beheergebied. Hieruit kan echter niet worden geconcludeerd dat er bij toenemende dichtheden muskusratten geen effecten zullen optreden. Eerder onderzoek, ook in de directe omgeving van AGV, levert overtuigende aanwijzingen dat muskusratten wel degelijk een substantiële rol kunnen spelen in het beperken van vegetatie, los van de effecten van andere herbivoren. Het onderzoek van Vermaat et al. (2016), suggereert dat muskusratvraat lokaal een belangrijkere invloed kan hebben dan begrazing door rivierkreeften en ganzen, en in elk geval een aanvullende drukfactor vormt. Vermaat suggereert dat muskusratten bij relatief lage dichtheden al een relatief groot effect kunnen hebben, omdat de dieren jaarrond aanwezig zijn en foerageren, en vaak meer afknagen dan daadwerkelijk wordt opgegeten (Vermaat et al., 2016; zie ook Skyrienė & Paulauskas, 2012).

Huidige en potentiële dichtheden

Gesteld kan worden dat het effect van muskusrattenvraat sterk dichtheidsafhankelijk is. In onderzoek van Sarneel et al. (2014) werd gevonden dat de bedekkingsgraad van oevervegetaties buiten exclusies correleerde met dichtheden muskusrat in de omgeving. Bij extreme dichtheden (~20 dieren/ha) kunnen “eat outs” optreden waarbij het merendeel van de vegetatie verdwijnt (Kadlec et al., 2007). Een belangrijke vraag bij het beoordelen van potentiële effecten is dus wat voor dichtheden er te verwachten zijn in een scenario waarin bestrijding van muskusratten wordt teruggebracht of gestopt. Onderzoek in Nederland toont aan dat dichtheden (en bijbehorende schade) relatief snel kunnen toenemen na het stoppen van de bestrijding (Bos D. et al., 2018). Muskusrattendichtheden kunnen sterk verschillen tussen gebieden. In het natuurlijke verspreidingsgebied in Noord-Amerika worden dichtheden van 7,4 tot maximaal 86 dieren per hectare gerapporteerd (Miller, 2017). Uit Nederland zijn weinig bronnen beschikbaar, die direct het aantal dieren per hectare schatten, wat de vergelijking met buitenlandse getallen moeilijk maakt. Als benadering worden dichtheden vaak uitgedrukt in vangsten per km oever of km waterloop per jaar. De eeuwwisseling werden vanuit waterrijke delen van Nederland relatief hoge vangsten van tussen de 10 en 20 dieren per km watergang gerapporteerd (Lammertsma & Niewold, 2005). Bij dergelijke dichtheid werd anekdotisch gerapporteerd dat in deze sloten een beperkte water- en oevervegetatie aanwezig was. Het is daarom aannemelijk dat muskusratten in de relatief voedselrijke Nederlandse wateren hoge dichtheden kunnen bereiken waarbij effecten op de vegetatiestructuur verwacht kunnen worden. De huidig aangetroffen dichtheden liggen dus vermoedelijk ver onder de draagkracht van de soort als gevolg van intensieve bestrijding, waardoor de effecten op de omgeving waarschijnlijk beperkt zijn.

Effecten van muskusratten op natuurdoelen in AGV

Door de relatief sterke correlatieve en experimentele onderbouwing van de effecten op waterplanten, emerse vegetaties en veenvormende vegetaties zoals krabbenscheer (Sarneel et al., 2011, 2014; Vermaat et al., 2016) kan voor habitattypes die uit dit soort vegetaties bestaan, worden beoordeeld dat

het potentiële effect van toenemende muskusrattendichtheden overwegend negatief is voor de doelstellingen. Hoewel er voor veel habitat- en vogelrichtlijnsoorten geen directe link te leggen is met muskusratten, is een relatief groot aandeel van de doelsoorten in Natura 2000-gebieden binnen het beheergebied van AGV afhankelijk van rietoevers, rijke onderwatervegetaties of veenvormende vegetaties zoals krabbenscheer. Voor deze soorten wordt dan ook geredeneerd dat aantasting van deze vegetaties een negatief effect op instandhoudingsdoelen kan hebben. Voor soorten en habitattypen die niet zijn gebonden aan de water/oeverzone waar de muskusrat voornamelijk foerageert, of niet zijn gebonden aan specifieke vegetatiestructuren, kan niet worden onderbouwd dat muskusratten een effect zullen hebben. Het effect op ongewervelden en schelpdieren (en indirect op bittervoorn) is slechts anekdotisch onderbouwd. Het is onduidelijk in hoeverre vraat door muskusratten daadwerkelijk populaties van bijvoorbeeld zwanenmossels aantast (Lammertsma & Niewold, 2005), en voor veel andere soorten is helemaal geen inschatting te maken. Om met meer zekerheid in te schatten wat het effect is op deze soortgroep is meer monitoring en uitvoerig wetenschappelijk onderzoek vereist.

Naast de concrete instandhoudingsdoelen voor Natura 2000 kan worden geconcludeerd dat de effecten van muskusratten ook conflicteren met bredere beleidsdoelen die zijn vastgelegd in onder meer het beheerplan en de Kaderrichtlijn Water (KRW). Meerdere beleidskaders streven naar een toename van waterplanten en oeverbegroeiing, evenals naar meer geleidelijke overgangen van water naar land in de vorm van natuurvriendelijke oevers. Muskusratten kunnen deze doelen tegenwerken door hun neiging om door vraat scherpe grenzen tussen land en water te creëren en oevervegetatie terug te dringen (Sarneel et al., 2014). De invloed van muskusratten op de chemische samenstelling van het water lijkt beperkt. Hoewel hun vraat theoretisch kan bijdragen aan veranderingen in nutriëntenopname, bijvoorbeeld door het verwijderen van grote hoeveelheden lisdodde of riet, valt dit effect waarschijnlijk in het niet bij dominante factoren zoals externe nutriëntenbelasting, en woelende vis (Connors et al., 2000; Kadlec et al., 2007). Wel kan graafgedrag van muskusratten de realisatie van doelen rond oeverstabiliteit en het tegengaan van erosie bemoeilijken.

Op het niveau van bredere biodiversiteitsdoelen is het beeld, zoals eerder aangestipt, genuanceerd. In theorie kan herbivorie bijdragen aan heterogeniteit van vegetaties, maar binnen de landschappelijke context van AGV – met relatief kleine natuurgebieden, smalle rietkragen en al beperkte watervegetatie – is dit effect waarschijnlijk overwegend negatief. In plaats van een mozaïek van vegetatietypen is het aannemelijker dat verhoogde herbivorie zal bijdragen aan meer homogene habitats met open water en slechts matige vegetatiebedekking. Dit gaat ten koste van de habitatkwaliteit voor soorten die afhankelijk zijn van dichte rietkragen, submerse planten of geleidelijke overgangszones tussen land en water.

Implicaties

De mogelijkheden om schade door muskusratten te voorkomen zijn beperkt (Lammertsma & Niewold, 2005). Muskusratten zijn zeer aanpasbare dieren die zich in vrijwel elk waterrijk habitat kunnen handhaven. Het onaantrekkelijk maken van leefgebieden is daarom geen realistische beheeroptie. Alleen het gebruik van exclosures biedt zekerheid, maar dit gaat gepaard met ongewenste neveneffecten, aangezien deze maatregel ook andere diersoorten uit zou sluiten, waaronder grotere vissen die oevervegetaties gebruiken om te paaien. Het vergroten van het areaal zou meer ruimte laten voor dynamiek en heterogeniteit, en zou daarmee vegetaties minder kwetsbaar maken voor lokale vraat. Dit zou de meest duurzame oplossing zijn, met de minste noodzaak tot bestrijding, maar zou ook een groot areaal en hoge investeringen vereisen. Ambities op het gebied van vegetatieontwikkeling zullen in de huidige context naar alle waarschijnlijkheid worden bemoeilijkt als muskusrattenaantallen toenemen, en het is aannemelijk dat bepaalde instandhoudingsdoelen extra onder druk komen te staan. Een gezoned beheerplan, waarbij muskusratten enkel worden bestreden in gebieden met kwetsbare vegetatie, is een denkbare optie. Deze aanpak is vergelijkbaar met de manier waarop alleen rond

kwetsbare kades werd bestreden tijdens de veldproef met muskusratten in Flevoland (Bos et al., 2016), maar komt tevens met zwaarwegende nadelen. Door constante immigratiedruk zou het in dit scenario veel inspanning kosten om kwetsbare gebieden vrij te houden. In de periode dat muskusrattenbestrijding binnen de Oostvaardersplassen werd gestopt, namen vangsten in de randzone van het gebied merkbaar toe (Van de Venne, 2015). Op het gebied van dierenleed is het zeer de vraag of deze optie preferabel is boven het huidige beleid, aangezien er met een dergelijke source-sink dynamiek jaarlijks mogelijk meer dieren moeten worden gedood dan wanneer de populatie op een permanent laag niveau wordt gehouden (Bos & Gronouwe, 2018)

In de bestaande landschappelijke context lijkt het dus onvermijdelijk dat er keuzes gemaakt moeten worden tussen natuurdoelen en doelen met betrekking tot het welzijn van muskusratten. Een verhoogde muskusrattenpopulatie zal in de huidige landschappelijke context hoogstwaarschijnlijk conflicteren met wettelijk vastgestelde Natura 2000-doelstellingen, alsmede met beleidsmatig vastgestelde biodiversiteitsambities van AGV. Dit gesteld hebbende, bestaan er ook kennislacunes over de effecten van muskusratten op bepaalde soortgroepen, en de mate waarop bepaalde vegetatietypes beïnvloed worden. In het geval dat wordt besloten om pilots uit te voeren gericht op het reduceren van de bestrijding, wat zal resulteren in verhoogde dichtheden van muskusratten, is het raadzaam om een voorzorgprincipe te hanteren. Ruimtelijk is het af te raden om dergelijke proeven uit te voeren op plaatsen met de meest kwetsbare vegetaties en de hoogste beschermingswaarde. Verder is het sterk aanbevolen om intensief te monitoren in welke mate de verwachte degradatie van water- en oevervegetaties daadwerkelijk plaatsvindt, en daarnaast of minder uitvoerig onderzochte effecten op bijvoorbeeld schelpdieren plaatsvinden. Als eerste stap bij het ontwikkelen van een dergelijk plan, zal moeten worden besloten welke mate van omgevingseffecten acceptabel wordt geacht. Het debat over de omgang met exoten, zoals de muskusrat kent zowel ecologische als ethische aspecten. Onderliggende rapport kan samen met andere onderzoeken (o.a. Bakker & Bos, 2019; Bos & Gronouwe, 2018) als kader dienen voor deze discussie.

7. Conclusies

Gebaseerd op de literatuurstudie, analyses en de discussie kunnen de volgende conclusies worden getrokken met betrekking tot de deelvragen en de hoofdvraag, zoals gesteld in hoofdstuk 1.

Deelvragen:

1. Wat is de huidige staat van kennis omtrent ecologische effecten van de muskusrat?
 - Muskusratten zijn “ecosystem engineers” met een grote invloed op hun omgeving. Of deze invloed positief of negatief is hangt af van de context.
 - Met name effecten op water- en oevervegetaties, waaronder riet en krabbenscheer, zijn in de literatuur relatief sterk onderbouwd. In de Nederlandse context staan dergelijke vegetaties veelal onder druk.
2. Hebben muskusratten in de huidige situatie een effect op vegetatiestructuur?
 - Een analyse op beschikbare data van AGV resulteerde in een significant non-lineair negatief verband tussen muskusrattenvangsten per kilometer oever en de bedekkingsgraad van submerse waterplanten.
 - Voor overige variabelen was geen relatie met muskusrattenvangsten te schatten.
 - Deze resultaten dienen met voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd door gebrekkige informatie op het gebied van andere herbivoren zoals ganzen en exotische rivierkreeften
 - Huidige dichtheden muskusrat zijn gemiddeld relatief laag vergeleken met historisch geregistreerde dichtheden, waarschijnlijk als gevolg van bestrijding.
3. Op welke relevante natuurdoelen in AGV is een effect te verwachten?
 - Binnen AGV gelden meerdere doelen die specifiek gericht zijn op het verbeteren of behouden van vegetaties die potentieel negatieve effecten ondervinden van muskusratten, waaronder enkele Natura 2000 habitattypes.
 - Voor veel specifieke dier- of plantensoorten kan vanuit de huidige data en vanuit de beschikbare literatuur geen direct verband met muskusratten worden aangetoond. Echter, meerdere Natura 2000 doelsoorten zijn sterk afhankelijk van bepaalde vegetaties. Aangenomen wordt dat een afname in dergelijke vegetaties potentieel negatieve effecten zou kunnen hebben op verschillende soorten.
 - Overige negatieve en/of positieve effecten op specifieke soorten kunnen niet worden uitgesloten, maar zijn slechts beperkt of anekdotisch onderbouwd.

Hoofdvraag:

Wat zijn de potentiële ecologische effecten van een toenemende dichtheid muskusratten in het beheergebied van AGV?

- De bekende effecten van muskusratten conflicteren in potentie met meerdere natuurdoelen binnen het beheergebied van AGV, met name op het gebied van water- en oevervegetaties en potentieel indirect met soorten die hier afhankelijk van zijn. Het verwachte effect op natuurdoelen die afhangen van deze vegetaties is daarom overwegend negatief.
- Effectieve mogelijkheden voor het beheersen van deze effecten zijn zeer beperkt.
- Overige effecten zijn onvoldoende onderbouwd om conclusies te trekken.

8. Literatuur

- Bakker, E., & Bos, D. (2019). Invloed van Muskusratten op moerasontwikkeling en biodiversiteit. *A&W-Rapport 2540*. www.uvw.nl
- Báldi, A., & Kisbenedek, T. (2000). Bird species numbers in an archipelago of reeds at lake Velence, Hungary. *Global Ecology and Biogeography*, 9(6), 451–461. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00205.x>
- Beintema, A. J., & Müskens, G. J. D. M. (2010). Black Terns (*Chlidonias niger*) and Their Dietary Problems in Dutch Wetlands. *Ardea*, 98(3), 339–346.
- Birnbaum, C. (2013). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet - *Ondatra zibethicus*. From: *Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS* [Www.Nobanis.Org](http://www.Nobanis.Org), Date of Access x/x/201x.
- Bos M., Tuijl E.E., & van Loon. (2018). Technische rapportage “objectbescherming en de aanvullende analyse van ontwikkelingen in de proefuurhokken.” *A&W-Rapport 2462 Altenburg & Wymenga Ecologisch Onderzoek, Feanwâlden*.
- Bos, D., & Gronouwe, J. (2018). Toekomst van het muskusrattenbeheer in Nederland De mogelijkheden onderzocht. *A&W-Rapport*. www.dospisos.nl
- Bos, D., Klop, E., van Hemert, H., La Haye, M. J. J., Hollander, H., van Loon, E., & Ydenberg, R. (2016). A&W-rapport 2458 Beheer van muskusratten in Nederland: effectiviteit van bestrijding op grond van historie en een grootschalige veldproef. *Altenburg & Wymenga, Ecologisch Onderzoek*.
- Brzeziński, M., Romanowski, J., Żmihorski, M., Karpowicz, K., Karpowicz Muskrat, K., & Żmihorski, M. (2009). Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3). <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0325-9>
- Connors, L. M., Kiviat, E., Groffman, P. M., & Ostfeld, R. S. (2000). Muskrat (*Ondatra zibethicus*) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and nitrification rates in a freshwater tidal marsh. *American Midland Naturalist*, 143(1), 53–63. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2000\)143\[0053:MOZDTV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2000)143[0053:MOZDTV]2.0.CO;2)
- Danell, K. (1996). Introductions of aquatic rodents: Lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. *Wildlife Biology*, 2(3), 213–220. <https://doi.org/10.2981/wlb.1996.021>
- De Szalay, F. A., & Cassidy, W. (2001). University of Notre Dame Effects of Muskrat (*Ondatra zibethicus*) Lodge Construction on Invertebrate Communities in a Great Lakes Coastal Wetland. In *Source: The American Midland Naturalist* (Vol. 146, Issue 2). <http://www.jstor.orgURL:http://www.jstor.org/stable/3082910> Accessed:30-11-201503:25UTC
- Ferrari, S. L. P., & Cribari-Neto, F. (2004). Beta regression for modelling rates and proportions. *Journal of Applied Statistics*, 31(7), 799–815.
- Günther, H., & Knösche, R. (2020). Formation and Development of Floating Peat Mats in a European Eutrophic Lake: A Case Study. *Wetland Science & Practice*, 33.
- Higgins, C., & Mitsch, J. (2001). The role of muskrats (*Ondatra zibethicus*) as ecosystem engineers in created freshwater marshes. *The Ohio State University*.
- Jobe, J., Krafft, C., Milton, M., & Gedan, K. (2022). Herbivory by Geese Inhibits Tidal Freshwater Wetland Restoration Success. *Diversity*, 14(4). <https://doi.org/10.3390/d14040278>
- Kadlec, R. H., Pries, J., & Mustard, H. (2007). Muskrats (*Ondatra zibethicus*) in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 143–153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.008>
- Kua, Z. X., Stella, J. C., & Farrell, J. M. (2020). Local disturbance by muskrat, an ecosystem engineer, enhances plant diversity in regionally-altered wetlands. *Ecosphere*, 11(10). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3256>
- Lammertsma, D., & Niewold, F. J. (2005). Muskusrattenbestrijding in Nederland: een quick scan naar nut, noodzaak en alternatieven. (No. 1197). *Alterra*.

- Orłowski, G., & Górka, W. (2013). Landscape and patch characteristics affecting the assemblages of birds in reedbeds in terrestrial matrix. *Ann. Zool. Fennici*, 50, 36–51.
- Ottburg, F., & Roessink, I. (2020). Zijn er nog ondergedoken waterplanten in de Molenpolder bij Tienhoven? : Onderzoek naar de vitaliteit van de zaadbank in waterbodems van de Molenpolder bij Tienhoven in de provincie Utrecht. (*Wageningen Environmental Research Rapport; No. 3014*). *Wageningen Environmental Research*. <https://doi.org/10.18174/523664>
- Pehrsson, O. (1984). Relationships of greylag goose *Anser anser* breeding ecology with changing wetlands in Sweden. *Swedish Wildlife Research*, 13, 123–253.
- Roessink, I., van der Sterren, Y., Weggelaar, Q., Scholten, D., Ottburg, F., & Peeters, E. (2024). Impact van rivierkreeften in Nederland. *Wageningen Environmental Research*.
- Saltonstall, K. (2002). Cryptic invasion by a non-nal common reed, *Phragmites* aL. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(4), 2445–2449. www.pnas.org/cgi/doi/10.1
- Sarneel, J. M., Huig, N., Veen, G. F., Rip, W., & Bakker, E. S. (2014). Herbivores Enforce Sharp Boundaries Between Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*, 17(8), 1426–1438. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9805-1>
- Sarneel, J. M., Soons, M. B., Geurts, J. J. M., Beltman, B., & Verhoeven, J. T. A. (2011). Multiple effects of land-use changes impede the colonization of open water in fen ponds. *Journal of Vegetation Science*, 22(3), 551–563. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01281.x>
- Schep, S., van der wal, B., & van der Wijngaart, T. (2015). Ecologische sleutelfactoren voor het herstel van onderwatervegetatie: Toepassing van de ecologische sleutelfactoren 1, 2 en 3 in de praktijk. *STOWA Rapport 2015-17*. *Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer*.
- Skyrienė, G., & Paulauskas, A. (2012). Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. *EKOLOGIJA*, 58(3), 357–367.
- Stemmer, B. (2017). Bisam und Nutria als Gefahr fuer Grossmuschelbestaende. *Natur in NRW*, 4, 24–28. www.bonifatius.de
- Temminck, R. J. M., van den Akker, M., van Leeuwen, C. H. A., Thöle, Y., Olf, H., Reijers, V. C., Weideveld, S. T. J., Robroek, B. J. M., Lamers, L. P. M., & Bakker, E. S. (2022). Herbivore exclusion and active planting stimulate reed marsh development on a newly constructed archipelago. *Ecological Engineering*, 175, 106474. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106474>
- Unie van Waterschappen. (2025). Jaarverslag Muskusratten & Beverratten 2024. *Tichting Muskusrattenbeheer Nederland*. <https://Muskusrattenbestrijding.Nl/Wp-Content/Uploads/2025/04/Jaarverslag-Muskusratten-En-Beverratten-2024-Def.Pdf>.
- Van de Venne, G. (2015). Muskusratten in de Oostvaardersplassen Populatieomvang, verplaatsingen en graafactiviteiten. *Dierenbescherming*. https://Cms.Dierenbescherming.Nl/Assets/Common/2015_02_Muskusratten_in_de_Oostvaarderpsplassen_van_de_Venne_G_studentsrapport.Pdf.
- Van Den Wyngaert, I. J. J., Wienk, L. D., Sollie, S., Bobbink, R., & Verhoeven, J. T. A. (2003). Long-term effects of yearly grazing by moulting Greylag geese (*Anser anser*) on reed (*Phragmites australis*) growth and nutrient dynamics. In *Aquatic Botany* (Vol. 75).
- van der Hut, R. (2025). Aan de slag voor het Porseleinhoen Een leidraad voor inrichting en beheer. *A&W-Rapport 23-305*. www.altwym.nl
- Van Hemert, H., & Spoorenberg, C. (2006). Gevolgen van graverij door muskusratten en beverratten voor de veiligheid van waterkeringen. *DHV, Amersfoort*.
- van Loon, E. E., & Black, C. (2023). D2.3-Evaluation of the impact on protected species by monitoring numbers. *LIFEMICA*.
- Vermaat, J., Bos, D., & van der Burg, P. (2016). Why do reed beds decline and fail to re-establish? A case study of Dutch peat lakes. *Freshwater Biology*, 61, 1580–1589.
- Vilizzi, L., Tarkan, A. S., & Copp, G. H. (2015). Experimental Evidence from Causal Criteria Analysis for the Effects of Common Carp *Cyprinus carpio* on Freshwater Ecosystems: A Global

- Perspective. In *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture* (Vol. 23, Issue 3, pp. 253–290). Taylor and Francis Inc. <https://doi.org/10.1080/23308249.2015.1051214>
- Wood, S. N. (2017). *Generalized additive models: An introduction with R* (2nd ed.). Chapman and Hall/CRC.
- Zimmerman, A. L., Dechant, J. A., Johnson, D. H., Goldade, C. M., Jamison, B. E., & Euliss, B. R. (2002). EFFECTS OF MANAGEMENT PRACTICES ON WETLAND BIRDS: BLACK TERN. *Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, ND.*
- Provincie Flevoland. (2024, juli). *Tweede beheerplan Natura 2000 – Oostvaardersplassen*. Provincie Flevoland. https://www.flevoland.nl/getmedia/6e82b99f-0355-4ff7-92d5-e57501dc7944/2e-beheerplan-Natura-2000-Oostvaardersplassen-Juli-2024_DV.pdf



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

www.altwym.nl

Adres Amsterdam
Gebouw Matrix II,
Science Park 400/K1.05 t/m 1.07
1098 XH Amsterdam