

Fauna
Beheer
Plan
2026-2031

Ree
Drenthe



Faunabeheerplan Ree Drenthe

2026-2031

Colofon

Faunabeheerplan Ree 2026-2031
Stichting Faunabeheereenheid Drenthe

E-mail
info@fbedrenthe.nl

Internet
www.fbedrenthe.nl

Opgesteld door
Faunabeheereenheid Drenthe

Door bestuur FBE Drenthe vastgesteld d.d. 03-02-2026

Auteurs
ir. N. van Grinsven, dr. ir. B. van der Hee

Opmaak en vormgeving
Progress Ecologie en Vormgeving

Copyright
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, elektronisch op geluidsband of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de Faunabeheereenheid Drenthe en de auteurs.

Inhoudsopgave

1. Introductie	4
1.1 Aanleiding.....	4
1.2 Maatschappelijk aspect.....	4
2. Wetgeving en provinciaal beleid	6
2.1 Wetgeving	6
2.2 Specifieke zorgplicht.....	7
2.3 Toetsingskader	7
2.4 Provinciaal beleid.....	8
3. Ecologie en voorkomen	9
4. Land- en bosbouwschade	13
5. Verkeersveiligheid	14
6. Overige risico's en schade	19
7. Benadering en Maatregelen	20
7.1 Benadering periode 2019-2023/2024	20
7.2 Preventieve maatregelen	21
7.3 Toegepaste vergunningsvrije beheer-maatregelen	26
7.4 Vergunningplichtige maatregelen	33
8. Handelingskader 2026-2031	36
1. Afweging	40
2. Uitvoering	44
3. Monitoring	51
9. Literatuurlijst	54
10. Bijlagen	60



1. Introductie

1.1 Aanleiding

In de provincie Drenthe leven minimaal tienduizend reeën. De soort komt vrijwel overal voor en vormt een herkenbaar en waardevol onderdeel van het Drentse ecosysteem. Reeën dragen bij aan de natuurlijke dynamiek van bossen en kleinschalige cultuurlandschappen, maar hun aanwezigheid leidt ook tot (veiligheids)risico's en spanningsvelden door overbegrazing van nieuwe bosbeplanting. De huidige populatieomvang zorgt voor toenemende concurrentie om geschikt leefgebied te vinden. Deze migratiebewegingen leiden tot een frequentietoename van wegkruisingen en andere infrastructurele barrières door (jonge) reeën; ondanks inspanningen om het aantal aanrijdingen in de provincie te verlagen, blijft het aantal aanrijdingen met reeën oplopen.

In de periode 2019–2024 werden in de provincie Drenthe gemiddeld circa 881 geregistreerde aanrijdingen met reeën per jaar vastgelegd door valwildvrijwilligers (databron: FaunaRegistratieSysteem; FRS, waarbij is uitgegaan van de ecologie van het ree en een beheerjaar dat loopt van 1 april tot en met 31 maart). Dit aantal ligt ruim boven het door Provinciale Staten vastgestelde beleidsdoel om geen verdere toename van verkeersongevallen met reeën te laten optreden, zoals vastgelegd in het Flora- en faunabeleidsplan van 2014. Het daarbij gehanteerde referentieniveau van circa 600 aanrijdingen per jaar is beleidsmatig bepaald en gebaseerd op het historisch waargenomen incidentniveau rond de vaststelling van dit beleid. Dit referentieniveau fungeert sindsdien als maatstaf voor het maatschappelijk aanvaardbaar geachte risico op aanrijdingen met reeën. De geregistreerde aantallen aanrijdingen in de periode 2019–2024 laten zien dat het provinciale beleidsdoel structureel niet wordt gerealiseerd. Hoewel de reeënpopulatie zich in een gunstige staat van instandhouding bevindt, geven deze cijfers aanleiding tot zorg vanuit het perspectief van verkeersveiligheid. Het risico op aanrijdingen nemen toe, terwijl de effectiviteit van bestaande preventieve maatregelen slechts beperkt is en redelijkerwijs niet provincie-breed toepasbaar (zie hoofdstuk 7). De opgave ligt daarmee in het vinden van een zorgvuldige balans tussen de aanwezigheid van het ree als inheemse soort en de bescherming van zwaarwegende maatschappelijke belangen, in het bijzonder het terugdringen van het risico en de aantallen aanrijdingen in het belang van de volksgezondheid en de openbare veiligheid. Het beheer van reeën vraagt daarom om een planmatige en gebiedsgerichte benadering waarin kennis, beleid en uitvoering samenkomen. Dit faunabeheerplan heeft daarom tot doel inzicht te geven in waar de risico's zich voordoen, welke maatregelen kunnen worden ingezet om deze te beperken en hoe kan worden toegewerkt naar een robuust systeem waarin mens en ree duurzaam samenleven. Het plan biedt tegelijk het kader voor het beheer van reeën, uitgevoerd door de Wildbeheereenheden binnen de wettelijke kaders van de Omgevingswet en het provinciale beleid (zie hoofdstuk 2). De Faunabeheereenheid Drenthe vervult hierbij een centrale coördinerende rol door de verschillende belangen te verenigen en de uitvoering te organiseren.

De FBE onderstreept dat voor het toestaan van beheer een deugdelijke en verifieerbare onderbouwing is vereist, waarin de noodzaak van ingrijpen, de proportionaliteit van de gekozen maatregelen en het ontbreken van andere bevredigende oplossingen inzichtelijk worden gemaakt. Het voorliggende plan sluit op deze uitspraak aan en biedt een uitgewerkte en samenhangende onderbouwing voor het beheer van mens-ree-conflicten binnen de kaders van het provinciale beleid. Door samenwerking tussen terreinbeheerders, reewildbeheerders, wegbeheerders en maatschappelijke organisaties wordt gewerkt aan één doel: een duurzaam samenleven van mens en ree in het Drentse cultuurlandschap, waarin veiligheid, dierenwelzijn en ecologische waarden in evenwicht zijn.

1.2 Maatschappelijk aspect

De aanwezigheid van reeën in het Nederlandse landschap heeft zowel ecologische als maatschappelijke waarde, maar brengt ook uitdagingen met zich mee. In Drenthe, waar natuur en landbouw sterk verweven zijn, worden reeën gezien als een karakteristiek onderdeel van het landschap en dragen zij bij aan de identiteit van de provincie. Reeën worden door het publiek gewaardeerd vanwege hun zichtbaarheid binnen en buiten natuurgebieden en hun bijdrage aan de natuurbeleving. De soort komt veelvuldig voor in bos- en heidegebieden zoals het Dwingelderveld, het Drents-Friese Wold en de Hondsrug, maar ook in agrarische gebieden rondom dorpen en essen. Een ontmoeting met een ree versterkt het bewustzijn over biodiversiteit en de rol van gezonde ecosystemen. Tegelijkertijd leidt deze nabijheid tot conflicten, zoals schade aan landbouwgewassen, verstoring van bosverjonging en risico's voor de verkeersveiligheid.

Reeën vervullen een belangrijke ecologische rol als selectieve knabbelaar (Hofmann, 1989). Door het eten van jonge scheuten en knoppen van bomen en gewassen reguleren zij de vegetatiestructuur en dragen ze bij aan het behoud van een gevarieerd ecosysteem. In Drenthe heeft dit zowel positieve als negatieve maatschappelijke effecten. Op de hogere zandgronden draagt begrazing door reeën bij aan het openhouden van heidevelden en aan zaadverspreiding, terwijl in jonge bosaanplant, boomgaarden en agrarische gewassen sprake kan zijn van vraatschade. Ter beperking van vraatschade worden in de praktijk voornamelijk niet-lethale maatregelen toegepast, zoals rasters, individuele boombescherming en geur- of smaakafweermiddelen. Deze maatregelen zijn gericht op het beschermen van specifieke percelen of aanplant, maar zijn niet soort specifiek en kennen duidelijke beperkingen. Ze kunnen leiden tot aantasting van landschappelijke waarden, verstoring van ecologische processen en een afname van biodiversiteit. Bovendien vergen zij intensief beheer en onderhoud en zijn zij daardoor niet overal en niet structureel toepasbaar.

Naast vraatschade vormen aanrijdingen met reeën een afzonderlijk en zwaarwegend maatschappelijk aspect. Ter voorkoming van aanrijdingen worden verschillende -

verkeersmaatregelen overwogen en toegepast. Grootschalig uitrusten van wegen past echter niet binnen de uitgangspunten van het provinciale Uitvoeringsplan Flora en Fauna, waarin het behoud van landschappelijke openheid en ecologische samenhang centraal staat. Het plaatsen van rasters langs wegen leidt tot verdere versnippering van het leefgebied en belemmert niet alleen de verplaatsingen van reeën, maar ook die van andere in het Drentse landschap voorkomende diersoorten. Daarnaast is het uitrusten van alle openbare wegen technisch en ruimtelijk niet haalbaar, gelet op de omvang en diversiteit van het provinciale en gemeentelijke wegennet.

Ook het structureel verlagen van de snelheid op openbare wegen wordt binnen het provinciale beleid slechts beperkt en locatiericht toegepast. Op provinciale wegen met een belangrijke functie voor woon-werkverkeer en toerisme stuit deze maatregel veelal op maatschappelijke weerstand en is zij vanuit verkeerskundig en bestuurlijk perspectief niet proportioneel en niet duurzaam toepasbaar.

Conflicten met loslopende honden vormen in dit kader een toenemende zorg. Door het opjagen of verwonden van reeën kan verstoring ontstaan die leidt tot ongecontroleerde verplaatsingen, het verlaten van kalveren of het plotseling oversteken van wegen. Dergelijke situaties vergroten het risico op aanrijdingen en daarmee zowel het gevaar voor weggebruikers als het risico op onnodig lijden bij dieren. Met name in drukbezochte natuur- en recreatiegebieden, waar wandelen (al dan niet met honden) sterk in populariteit is toegenomen, worden steeds vaker incidenten gemeld van achtervolgingen en stressgedrag bij reeën. De toegenomen recreatiedruk sinds de coronapandemie (Lycklama & Huijgen, 2020) heeft de beschikbare rust- en schuilgebieden verder verkleind en vergroot de kans op verstoring. In Drenthe, waar toerisme een belangrijk economisch en maatschappelijk draagvlak vormt, is het vinden van een evenwicht tussen recreatief gebruik en faunarust een terugkerend aandachtspunt.

De combinatie van de huidige populatieomvang, een versnipperd landschap en toenemende menselijke activiteit vergroot de kans op confrontaties tussen mens en dier, in het bijzonder in relatie tot verkeersveiligheid. Dit vraagt om een zorgvuldige en maatschappelijk gedragen benadering van het faunabeheer, waarin maatregelen worden afgewogen op noodzaak, proportionaliteit en effectiviteit. In Drenthe is daarbij het draagvlak onder bewoners, grondgebruikers en recreanten een essentiële randvoorwaarde voor het welslagen van het beleid. Gezien de veelzijdige maatschappelijke impact van de reeënpopulatie is het noodzakelijk om te werken vanuit een geïntegreerde benadering, waarbij op gebiedsniveau wordt beoordeeld waar mens-ree-conflicten, en met name risico's voor de verkeersveiligheid, een omvang bereiken die maatschappelijk als onaanvaardbaar worden ervaren.

Intrinsieke waarde

Reeën hebben een intrinsieke waarde, los van hun nut voor de mens of hun ecologische functie. Deze intrinsieke waarde vraagt om een zorgvuldige en respectvolle omgang, waarbij ingrijpen alleen kan worden overwogen na een expliciete en zorgvuldige afweging van belangen. Daarbij moeten niet alleen de gevolgen van het doden meegenomen worden, maar ook de gevolgen van het niet ingrijpen. Aanrijdingen met voertuigen vormen, vanuit het

perspectief van het dier, een bron van ernstig en vaak langdurig lijden, met name wanneer deze niet direct dodelijk zijn. Ethisch handelen binnen faunabeheer betekent daarom dat alle relevante belangen en waarden, waaronder het welzijn en de waarde van het individuele dier én de populatie in zijn geheel, in samenhang worden gewogen. Dit vraagt om terughoudendheid en reflectie, met als uitgangspunt het kiezen van maatregelen die, binnen de geldende beleidskaders, het minst belastend zijn voor mens, dier en leefomgeving (Meijboom & Verweij, 2024).

In Nederland is de intrinsieke waarde van verankerd als ethisch en beleidsmatig uitgangspunt binnen het natuur- en faunabeleid. Dit uitgangspunt houdt in dat dieren wezens met gevoel zijn en dat de mens zorgplichtig is in zijn handelen ten opzichte van hen (Brom, 1999). Binnen het faunabeheer betekent dit dat het belang van het dier expliciet wordt betrokken bij beleidsmatige en bestuurlijke afwegingen. De praktische en morele betekenis van dit uitgangspunt wordt verder toegelicht door Swart en Keulartz (2011), die wijzen op drie interpretaties van intrinsieke waarde: de soort-specifieke, de naturalistische en de individualistische benadering. Binnen het faunabeheer van reeën in Drenthe sluit met name de naturalistische benadering aan bij het beleid, waarbij wordt gestreefd naar omstandigheden waarin reeën hun natuurlijke gedrag en levenscyclus kunnen realiseren, met zo min mogelijk verstoring door menselijke activiteiten.

Het bredere juridische gedachtegoed van "rechten voor de natuur", zoals beschreven door Hoek (2023), sluit hierbij aan door natuur en diersoorten niet langer uitsluitend te beschouwen als hulpbronnen, maar als entiteiten met eigen rechten op bestaan, regeneratie en herstel. Binnen deze benadering wordt de morele verantwoordelijkheid van de mens uitgebreid tot het beschermen van de voorwaarden voor het leven zelf. Bij de afweging van ingrepen zoals afschot is het daarom van belang te erkennen dat ook niet-ingrijpen gevolgen heeft, voor het dier, de verkeersveiligheid, het leefmilieu en het maatschappelijk draagvlak. Een verantwoorde benadering vraagt niet alleen om ecologische en verkeerskundige onderbouwing, maar ook om ethische reflectie die ondersteunend is aan zorgvuldig en proportioneel beleid.

2. Wetgeving en provinciaal beleid

2.1 Wetgeving

Op Europees niveau zijn alle hertachtigen (*Cervidae*), waaronder ree, opgenomen in het Verdrag van Bern. Soorten van Bijlage III zijn te beschermen diersoorten waarbij de in het wild voorkomende populaties behouden dienen te blijven op een niveau overeenkomstig met de ecologische, wetenschappelijke en culturele voorwaarden. Ze richten zich met name op bedreigde soorten. De meeste diersoorten die opgenomen zijn in het verdrag van Bern staan ook in de bijlagen van de Habitatrichtlijn. Het ree is hier een uitzondering op, deze is namelijk niet vernoemd in de Habitatrichtlijn en dus ook niet beschermd via deze internationale bescherming. In een recente uitspraak oordeelde de Rechtbank Midden-Nederland dat voor het ree geen Habitatrichtlijnconforme toetsing vereist is. Hoewel artikel 3.8, lid 5, van de Wet natuurbescherming (onder Omgevingswet artikel 11.35, lid 1 Bal) van overeenkomstige toepassing is verklaard, blijft de invulling van deze norm beperkt tot het nationale beschermingskader. De rechtbank benadrukte dat de wetgever er bewust voor heeft gekozen om het Unierecht niet automatisch van toepassing te verklaren op deze soorten (Langeveld & Franssen, 2025; ECLI:NL:RBMNE:2025:1242). Om de staat van instandhouding van soorten te kunnen beoordelen, worden wereldwijd rode lijsten opgesteld als instrument om het risico op uitsterven in kaart te brengen. De rode lijsten vinden hun basis in de artikelen 1 en 3 van het verdrag van Bern.

Het ree is geclassificeerd als "Least Concern" op de IUCN Rode Lijst, wat betekent dat zij geen bedreigde soort is (Lovari et al., 2016). De Nederlandse rode lijst classificeert ree als "thans niet bedreigt". In Nederland valt de bescherming van het ree onder de Omgevingswet, artikel 5.1, lid 2, onder g, en wordt verder uiteengezet in artikel 11.54 van het Besluit Activiteiten Leefomgeving (hierna: Bal), waar de ree, wordt genoemd als soort in bijlage IX onder A. Deze wettelijke kaders verbieden het doden en /of vangen van individuen als ook het beschadigen van vaste voortplantingsplaatsen.

Als wettelijke belangen worden geschaad, bijvoorbeeld door overmatige begrazing van habitats of landbouwgewassen, of als er reële risico's voor de openbare veiligheid ontstaan, kunnen er maatregelen worden genomen. Vergunningplichtige maatregelen worden in de Omgevingswet aangeduid als 'flora- en fauna-activiteiten'. Artikel 4.6 van het Omgevingsbesluit biedt Gedeputeerde Staten de mogelijkheid om een omgevingsvergunning te verlenen voor flora- en fauna-activiteiten, waaronder het doden van individuele dieren. Dit kan ook betrekking hebben op reeën. Artikel 8.74l van het Besluit kwaliteit leefomgeving bevat de beoordelingsregels voor flora- en fauna activiteiten die mogelijk gevolgen hebben voor soorten die beschermd zijn als 'andere soorten'.

Beoordelingsregels Artikel 8.74l van het Besluit kwaliteit leefomgeving

1. **Noodzaak van de activiteit:** De activiteit moet noodzakelijk zijn vanwege specifieke belangen zoals bescherming van wilde flora en fauna, instandhouding van natuurlijke habitats, voorkomen van schade aan eigendommen, volksgezondheid, openbare veiligheid, en andere dwingende redenen van groot openbaar belang. Verder kan de activiteit nodig zijn voor onderzoek, onderwijs, bestendig beheer of onderhoud van gebieden, ruimtelijke ontwikkelingen, voorkomen van overlast, en beheer van populaties.
2. **Geen andere bevredigende oplossing:** De vergunning mag alleen worden verleend als er geen andere bevredigende oplossing mogelijk is die redelijkerwijs minder schadelijk is voor de betrokken soorten.
3. **Geen negatieve invloed op populaties:** De activiteit dient de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties in hun natuurlijke verspreidingsgebied te laten voortbestaan. Dit betekent dat de activiteit niet mag leiden tot een verslechtering van de staat van instandhouding.
4. **Speciale regels voor populatiebeheer:** Bij aanvragen gericht op het beperken van dierenpopulaties, worden alleen de belangen van bescherming, schadepreventie, volksgezondheid, overlastpreventie, het voorkomen van dierenleed, en het algemeen belang in overweging genomen.

Wettelijke belangen bij faunabeheer

Het bestrijden of beheren van in het wild levende dieren is slechts toegestaan indien dit noodzakelijk is vanuit een van de wettelijk erkende belangen, zoals opgenomen in de Omgevingswet.

Deze belangen zijn:

- het beschermen van de volksgezondheid en openbare veiligheid;
- het waarborgen van de luchtvaartveiligheid;
- het voorkomen van schade aan gewassen, vee, bossen, visserij en wateren;
- het beschermen van flora en fauna;
- het dienen van wetenschappelijk onderzoek, onderwijs of herintroductie.

Uit de nota van toelichting bij het Bal:

"Het feit dat de specifieke zorgplicht naast de meer uitgewerkte algemene regels en vergunningvoorschriften geldt, laat onverlet dat in het algemeen het naleven van de voorschriften van dit besluit en een eventuele vergunning voldoende zal zijn om nadelige effecten te voorkomen, uitgaande van de gebruikelijke wijze waarop de in het besluit geregleerde activiteiten in de praktijk worden uitgevoerd. Maar wanneer degene die de activiteit verricht ongebruikelijke handelingen uitvoert of juist handelingen nalaat, waarvan ieder redelijk denkend mens kan weten dat daardoor nadelige gevolgen voor de fysieke leefomgeving ontstaan die eenvoudig voorkomen hadden kunnen worden, heeft de zorgplicht wel betekenis naast de voorschriften."

2.2 Specifieke zorgplicht

De Nederlandse wetgeving kent naast de algemene zorgplicht onder artikel 1.6 Ow ook een specifieke zorgplicht voor flora- en faunactiviteiten onder artikel 11.28 van het Bal. Deze specifieke zorgplicht verplicht iedereen die een flora- en fauna-activiteit uitvoert maatregelen te nemen om nadelige gevolgen voor het milieu en de natuur te voorkomen. Als het niet mogelijk is om eventuele nadelige gevolgen volledig te voorkomen, moeten de gevolgen zoveel mogelijk worden beperkt of ongedaan worden gemaakt. Als zelfs dat niet voldoende is, moet de activiteit worden gestaakt als dat redelijkerwijs mogelijk is. In het algemeen zal iemand een specifieke zorgplicht niet overtreden als hij een flora- en fauna activiteit op de gebruikelijke manier uitvoert en rekening houdt met het landschap waarin hij zich begeeft en eventueel andere beschermde diersoorten die daarvoor kunnen komen. Naast de specifieke zorgplicht verplicht artikel 11.23 van het Bal dat iedereen die een wild dier doodt of vangt, ervoor moet zorgen dat het dier niet onnodig lijdt. Dit betekent dat bij het doden van wilde dieren altijd maatregelen moeten worden genomen om onnodig lijden te voorkomen en het welzijn van de dieren zoveel mogelijk te waarborgen. Dit artikel sluit aan bij artikel 2.1 van de Wet dieren, dat verbiedt om zonder redelijk doel of met overschrijding van hetgeen ter bereiking van zodanig doel toelaatbaar is, pijn of letsel bij een dier te veroorzaken of de gezondheid of het welzijn van het dier te benadelen. Dit geldt ook voor in het wild levende dieren.

2.3 Toetsingskader

Het ree valt niet onder het beschermingsregime van de Habitatrictlijn en evenmin onder de strikt beschermde soorten van het Verdrag van Bern. De soort komt niet voor in bijlage IV van de Habitatrictlijn of bijlage II van het Verdrag van Bern en is daarmee geen soort waarvoor de Europese Unie een systeem van strikte bescherming heeft ingesteld. Het strikte beschermingsregime van artikel 16 van de Habitatrictlijn is derhalve niet van toepassing.

Het ree behoort tot de categorie "andere soorten", waarvoor uitsluitend het nationale beschermingsregime geldt. De Nederlandse wetgever heeft bij de totstandkoming van de Wet natuurbescherming (2017) en later de Omgevingswet (2024) bewust gekozen voor een afzonderlijk beschermingsstelsel voor soorten die niet onder het Europese regime vallen. Dit nationale stelsel is vastgelegd in artikel 5.1, tweede lid, onder g van de Omgevingswet, artikel 11.54 Besluit activiteiten leefomgeving (Bal) en artikel 8.74l van het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl).

Deze bepalingen vormen samen het volledige en exclusieve beoordelingskader voor vergunningverlening voor flora- en fauna-activiteiten met betrekking tot andere soorten, waaronder het ree. Het vijfde lid van het voormalige artikel 3.8 Wet natuurbescherming is geïntegreerd in dit nationale beoordelingskader. De overige leden van dit artikel, die zagen op strikt beschermde soorten uit de Vogel- en Habitatrictlijn, zijn bewust niet overgenomen in het Bal of Bkl omdat zij niet relevant zijn voor nationaal beschermde soorten zoals het ree. Dat betekent dat weliswaar dezelfde systematiek wordt toegepast, noodzaak, alternatieven en instandhouding, maar uitsluitend binnen het nationale kader en zonder toepassing van het strenge Unierechtelijke regime.

De Habitatrictlijn noemt immers expliciet "bepaalde soorten" waarvoor een systeem van strikte bescherming is ingesteld. Deze soorten zijn opgenomen in de bijlagen IV en V van de richtlijn; het ree behoort daar expliciet niet toe. De Nederlandse wetgever heeft dit onderscheid bewust gemaakt. In de Memorie van toelichting bij de Wet natuurbescherming is uiteengezet dat het ree een algemeen voorkomende soort is die zich leent voor benutting en afschot kan verdragen¹. De wetgever brengt daarnaast zelfs naar voren dat beheer van het ree noodzakelijk is, onder meer gelet op het belang van de verkeersveiligheid². Deze beleidsmatige benadering is bij de overgang naar de Omgevingswet ongewijzigd voortgezet. Het nationale stelsel biedt beoordelingsruimte aan het bevoegd gezag. Wanneer de gunstige staat van instandhouding van de soort niet in het geding is, kan het bevoegd gezag maatregelen toestaan die noodzakelijk en proportioneel zijn in het belang van de openbare veiligheid. Voor het ree is de gunstige staat van instandhouding in Nederland onbetwist gunstig. Dat is ook bevestigd in de jurisprudentie. De Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State heeft in haar uitspraak van 27 november 2019³ overwogen dat het bevoegd gezag beoordelingsruimte heeft bij de toepassing van de wettelijke vereisten, met name bij de beoordeling van de noodzaak van beheer en het ontbreken van andere bevredigende oplossingen. In dezelfde lijn heeft de Rechtbank Midden-Nederland in haar uitspraak van 7 februari 2025⁴ geoordeeld dat voor het ree geen Habitatrictlijn-conforme toetsing geldt en dat uitsluitend het nationale kader van artikel 8.74l Bkl van toepassing is. Samenvattend geldt dat de Habitatrictlijn niet van toepassing is op vergunningverlening die betrekking heeft op het ree. De beoordeling vindt uitsluitend plaats binnen het nationale toetsingskader van de Omgevingswet en het Bkl.

¹ Kamerstukken II 2011/12, 33 348, nr. 3, blz. 169

² Kamerstukken II 2011/12, 33 348, nr. 3, blz. 171

³ ABRVS 27 november 2019, ECLI:NL:RVS:2019:3976.

⁴ Rechtbank Midden-Nederland 7 februari 2025, ECLI:NL:RBME:2025:1242, r.o. 13-17

Planmatig toetsingsmoment

De beoordeling van de noodzaak van het beheer, het ontbreken van andere bevredigende oplossingen en de borging van de gunstige staat van instandhouding vindt planmatig en voorafgaand plaats bij de vaststelling van dit faunabeheerplan en de daarop gebaseerde vergunningverlening. Daarmee wordt voldaan aan het nationale toetsingskader zoals vastgelegd in artikel 8.74l van het Besluit kwaliteit leefomgeving. De uitvoering van het beheer vindt plaats binnen de kaders die in dit faunabeheerplan en de vergunning zijn vastgesteld. Nadere uitvoeringsinstrumenten, zoals werkplannen, dienen uitsluitend ter operationalisering van deze vooraf gemaakte afwegingen en bevatten geen zelfstandige toetsing aan de wettelijke beoordelingscriteria. Er is derhalve geen sprake van een nader of herhaald afwegingsmoment ten aanzien van de noodzaak, alternatieven of staat van instandhouding op uitvoeringsniveau. Deze systematiek waarborgt dat de juridische beoordeling volledig bij het bevoegd gezag is belegd en dat de uitvoering plaatsvindt binnen vooraf vastgestelde, controleerbare en handhaafbare kaders.

2.4 Provinciaal beleid

Het provinciale natuur- en faunabeleid van Drenthe is gericht op het realiseren van een duurzaam evenwicht tussen bescherming, beleving en benutting van de natuur. In de Natuurvisie Gastvrije Natuur 2040 (Provincie Drenthe, 2021) wordt dit samengevat als "natuur die meebeweegt met de samenleving". De provincie wil ruimte bieden aan biodiversiteit en natuurbeleving, maar ook aan recreatie, landbouw en veiligheid. Het ree vormt hierin een beeldbepalende, maar ook beleidsmatig relevante soort vanwege de sterke verwevenheid tussen leefgebied en infrastructuur. In het Uitvoeringsplan Flora en Fauna (2023) is vastgelegd dat het provinciale faunabeleid zich richt op het voorkomen van schade en risico's, en dat maatregelen altijd moeten voldoen aan de beginselen van noodzaak, effectiviteit, proportionaliteit en subsidiariteit. Voor reeën betekent dit dat het provinciaal beleid gericht is op het verminderen van aanrijdingen, met behoud van een gezonde populatie en een functionele ecologische verbinding tussen leefgebieden. Dit faunabeheerplan is opgesteld binnen het geldende juridisch kader van de Omgevingsverordening provincie Drenthe en de Beleidsregels bescherming natuur provincie Drenthe, waarin de vereisten aan de inhoud, onderbouwing en uitvoering van faunabeheerplannen zijn vastgelegd. De uitwerking van deze vereisten is in dit plan thematisch en hoofdstuksgewijs opgenomen.

Aanpassing beleidsregels mortaliteitscriterium

Met de provincie is afgestemd dat de beleidsregels worden gewijzigd ten aanzien van het mortaliteitscriterium, gelijktijdig met de besluitvorming over dit Faunabeheerplan. Daarom wordt in dit plan reeds uitgegaan van het geactualiseerde criterium, zoals met de provincie overeengekomen. Dit houdt in dat het bestaande streefniveau voor aanrijdingen met reeën als beleidsmatig uitgangspunt wordt gehandhaafd en onderbouwd binnen het actuele toetsingskader.

Beleidsmatig uitgangspunt: 600 aanrijdingen per jaar

De provincie Drenthe hanteert binnen het provinciale faunabeleid een referentiewaarde van circa 600 aanrijdingen met reeën per jaar als historisch uitgangspunt voor de beoordeling van verkeersveiligheidsrisico's. Deze referentiewaarde is gebaseerd op het niveau van aanrijdingen dat gold ten tijde van de vaststelling van het Flora- en Faunabeleidsplan op 17 december 2014, waarin Provinciale Staten expliciet hebben bepaald dat het beheer van reeën uitsluitend wordt ingezet ter bevordering van de verkeersveiligheid en dat geen verdere toename van verkeersongevallen met reeën aanvaardbaar wordt geacht.

Deze beleidskeuze is juridisch bevestigd door de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State bij uitspraak van 3 juni 2015, waarin is geoordeeld dat afschot van reeën een bevredigende en rechtmatig toelaatbare maatregel vormt in het kader van verkeersveiligheid. Daarmee is het belang van verkeersveiligheid als zwaarwegend en rechtmatig doel binnen het provinciale faunabeleid bevestigd. Ten tijde van de vaststelling van het beleid en de uitspraak van de Raad van State lag het meerjarig gemiddelde van het aantal aanrijdingen met reeën in Drenthe rond de 600 per jaar, op basis van destijds beschikbare en consistente incidentgegevens (beleidsmatige onderbouwing provincie Drenthe). Dit niveau wordt sindsdien gehanteerd als historisch referentieniveau, dat door de provincie werd beschouwd als passend bij een maatschappelijk aanvaardbaar verkeersrisico zonder dodelijke slachtoffers en met draaglijke maatschappelijke en economische gevolgen. In het voorliggende faunabeheerplan wordt deze waarde gebruikt als referentiekader voor het beoordelen van trends en het sturen van het adaptieve risicobeheer.

De provincie Drenthe beschikt over circa 7k km aan openbare wegen en 10.5k berekend wegdek (CBS, 2024; NWB, 2025). Dit resulteert in een fijnmazig en dicht vertakt wegennet dat op veel plaatsen het agrarisch cultuurlandschap en natuurgebieden doorsnijdt. In combinatie met de brede verspreiding van reeën binnen deze landschappen leidt dit tot een structurele ruimtelijke verwevenheid tussen infrastructuur en leefgebied.

Meer dan 60% van het provinciale grondoppervlak bestaat uit open agrarisch cultuurlandschap met bos- en heideranden (CBS, 2022; CLO, 2022), waarin het ree als cultuurvolger veelvuldig voorkomt (Groot-Bruinderink & Hazebroek, 1996; Andersen et al., 1998). In dit ruimtelijke en ecologische kader wordt het ree beschouwd als een ecologisch stabiele en blijvend voorkomende soort. Beheermaatregelen worden uitsluitend overwogen wanneer deze noodzakelijk zijn in het belang van de openbare veiligheid. Daarbij sluit het provinciale beleid aan bij het ALARP-principe (*as low as reasonably practicable*), waarbij het aantal aanrijdingen door inzet van bewezen effectieve maatregelen wordt teruggebracht tot een redelijkerwijs haalbaar minimum, zonder dat dit leidt tot disproportionele kosten of onaanvaardbare ecologische barrières (Huijser et al., 2008; Van Langevelde et al., 2009).

3. Ecologie en voorkomen

Het ree (*Capreolus capreolus*) is een klein hoefdier uit de familie Cervidae van maximaal 35 kilo, dat wijdverspreid voorkomt in Europa en delen van Azië (Andersen et al., 1998; Linnell et al., 2020). Het ree heeft een slanke lichaamsbouw met een korte staart en een opvallende witte stuitvlek (spiegel), die gebruikt wordt als signaal bij gevaar (Apollonio et al., 2010). De vacht van het ree is seizoensgebonden: in de zomer is deze veelal roodbruin, terwijl de vacht in de winter meestal een grijzige kleur krijgt om beter te camoufleren in de omgeving (Pellerin et al., 2010). Mannetjes, bekend als bokken, dragen korte geweien die jaarlijks in het late najaar tot de winter worden afgeworpen en daarna opnieuw aangroeien. Deze geweien spelen een belangrijke rol in de onderlinge competitie tijdens het voortplantingsseizoen (Vanpé et al., 2007).

Reeën zijn voornamelijk actief in de uren voor, tijdens en na de schemering, wanneer ze het meest uit hun dekking komen om te foerageren. Hun dagelijkse activiteiten bestaan uit foerageren, herkauwen en rusten, waarbij deze activiteiten in de winter afnemen om energie te besparen door langere rustperiodes. Voorafgaand aan de winter, in de periode van september tot en met november, besteden geiten en hun kalveren relatief veel tijd aan het zoeken naar voedsel en leggen daarbij grotere afstanden af. Reeën onthouden locaties met hoogwaardige voedselbronnen en laten geursporen en uitwerpselen achter, wat bijdraagt aan het ontwikkelen van foeragegedrag bij jonge reeën. In diezelfde periode, direct na de bronst in augustus, trekken bokken zich terug en leven zij voornamelijk solitair. In maart keren de meeste reeën terug naar hun territoriale leefgebieden.

In het voorjaar en de zomer vertonen reeën duidelijk territoriaal gedrag, vooral de volwassen bokken, die tussen maart en mei zich vestigen in een eigen vaak vaste territorium van gemiddeld 5 tot 30 hectare, afhankelijk van de beschikbaarheid van voedsel, dekking en rust. Geiten hebben doorgaans minder strikt afgebakende territoria van 30-50 hectare die op de randen vaak overlappen. Dit betekent dat de territoria van geiten kunnen overlappen met die van meerdere bokken, en omgekeerd kunnen de territoria van bokken overlappen met die van meerdere geiten. Jonge bokken blijven vaak zwerven tot ze in hun vaak 2^{de} of 3^{de} levensjaar zelf een eigen territorium kunnen behouden. In de winter, wanneer voedsel schaarser is, neemt het territoriale gedrag af en zijn reeën meer geneigd in groepen (sprongen) samen te leven.

Reeën zijn strikte herbivoren met een voorkeur voor een gevarieerd dieet van plantaardig materiaal. In tegenstelling tot grotere hertensoorten zoals damherten en edelherten, kunnen reeën grofstengelige planten zoals gras en riet moeilijk verteren. Ze richten zich daarom vooral op jonge scheuten, bladeren, knoppen, kruiden, jong gras en bessen (Hofmann, 1989). In cultuurlandschappen maken ze ook gebruik van landbouwgewassen, zoals granen, maïs, suikerbieten, groenbemester en begroeide akkerranden, wat hun dieet verder aanvult in voedselarme periodes (Cornelis et al., 1999; Storms et al., 2008). Ze zijn selectieve eters en kiezen voedsel met een hoge concentratie aan o.a. eiwitten en mineralen (Masinde et al., 2023). Het dieet varieert sterk per seizoen: in de lente en zomer domineren

kruiden en bladeren, terwijl in de herfst en winter houtachtige planten een groter aandeel innemen (Pellerin et al., 2010; Rossi et al., 2002). Bij een laag voedselaanbod verschuift de voedselkeuze naar minder smakelijke soorten, waarbij reeën juist relatief zeldzame boom- en struiksoorten prefereren, wat de verjonging en menging van bossen kan beïnvloeden. Met name soorten als eik, linde, haagbeuk en lijsterbes zijn bij een hoge wildstand gevoelig voor herhaalde vraatschade, wat kan leiden tot groeivertraging of uitval (Spek & Worm, 2014).

De voortplantingsperiode van het ree, ook wel de bronst genoemd, vindt plaats in de zomer, doorgaans in juli en augustus (Linnell et al., 2020). Tijdens deze periode vertonen bokken verhoogde activiteit, wat leidt tot een verhoogd risico op verkeersaanrijdingen. De meeste aanrijdingen vinden echter plaats in het voorjaar (april-juni), wanneer bokken territoriaal gedrag vertonen en geiten hun jongen van het voorgaande jaar verdrijven (Groot Bruinderink et al., 2010; Schoon, 2011; Langbein et al., 2011).

Een bijzonder kenmerk van de voortplantingsbiologie van het ree is de vertraagde implantatie (embryonale diapauze), waarbij het bevruchte eitje pas in januari innestelt (Lambert et al., 2001; Van der Weijden et al., 2021). Hierdoor vindt de geboorte van de kalveren plaats in mei of juni, wanneer de voedselbeschikbaarheid voor de moeder en het jong optimaal is (Hofmann, 1989). Na een draagtijd van ongeveer 280 dagen worden meestal één of twee kalveren geboren, zelden drie (Andersen et al., 1998). De pasgeboren kalveren blijven de eerste weken verscholen in dichte vegetatie ter bescherming tegen predatie en worden gedurende deze periode dagelijks door de geit bezocht om te zogen (Apollonio et al., 2010).



Reeën zijn zeer flexibel in hun habitatkeuze en komen voor in diverse omgevingen, van bosranden en kleinschalige cultuurlandschappen tot agrarische gebieden (Pellerin et al., 2010; Linnell et al., 2020). Ze geven de voorkeur aan habitats met een mozaïek van open velden, struikgewas en bos, die voedsel en dekking bieden tegen predatie (Bonnot et al., 2013; Schwegmann et al., 2023), bij afwezigheid van dekking is een open landschap waarbij predatoren van ver af kunnen worden waargenomen ook een preferentie. Reeën komen dan ook steeds vaker voor in open akker- en polderland, waar ze zich in groepen vestigen en worden aangeduid als veldreeën. In landbouwgebieden profiteren reeën van de hoge productiviteit van gewassen, wat vaak leidt tot hogere dichtheden dan in een natuurlijke omgeving (Pellerin et al., 2010). Dit voorkomen in open landschappen wordt met name veroorzaakt door een groeiende populatie en het verbeteren van ecologische verbindingen. Hoewel reeën natuurlijke barrières zoals rivieren en meren kunnen overwinnen, vormen onnatuurlijke barrières zoals snelwegen en bebouwing een beperking voor migratie tussen leefgebieden. Hoewel reeën zich goed aanpassen aan veranderende omgevingen, kunnen hoge dichtheden lokaal wel problemen veroorzaken voor de verkeersveiligheid. Bovendien zijn reeën prooien voor predatoren zoals de vos en wolf (Kuijper et al., 2016). Vossen richten zich vooral op reekalveren, maar dit heeft vooralsnog geen meetbaar effect op de totale populatiegrootte. De aanwezigheid van de wolf in de Italiaanse Alpen beïnvloedt het gedrag van reeën: ze worden voorzichtiger, vermijden open gebieden en veranderen hun activiteitspatroon om predatie te vermijden (Ossi, et al., 2025). In een eerder Nederlands rapport werd voorgesteld dat deze aanpassingen zich ook voor kunnen (gaan) doen onder de Nederlandse reeënpopulatie in gebieden waar wolven voorkomen (Jansman, et al., 2021). Daarbij is er recent een onderzoek gestart naar de effecten van interacties tussen wolven en prooidieren op de Hoge Veluwe, maar dit onderzoek is nog niet afgerond (WUR, 2025). Gedragsaanpassingen bij reeën kunnen leiden tot verschuivingen in ruimtelijk gebruik, wat opnieuw effect kan hebben op het risico op aanrijdingen, zeker in overgangsgebieden tussen open en gesloten landschappen.

Het risico op een aanrijding wordt met name bepaald door het aantal wegkruisingen dat plaatsvindt door reeën. In dat kader is het dispersiegedrag van reeën van belang: de afstand die reeën afleggen vanaf hun geboorteplaats om elders een territorium te vestigen. De dispersie van reeën varieert en wordt met name beïnvloed door leeftijd en geslacht. Langdurig markerings- en GPS-onderzoek in Baden-Württemberg toont – verrassend genoeg – aan dat vrouwelijke reeën gemiddeld grotere afstanden afleggen dan mannelijke dieren; met uitschieters van respectievelijk 220 km en 109 km (Rehnus et al., 2018). Zulke extreme verplaatsingen zijn uitzonderlijk. Ook andere Europese studies bevestigen dit patroon. In Oostenrijk werd bij slechts 20% van de dieren een dispersieafstand van meer dan 1.5 km vastgesteld (Rehnus et al., 2018), vergelijkbaar met Baden-Württemberg (21%). Dispersie hangt samen met leeftijd. Jongere reeën verplaatsen zich vaker en over grotere afstanden dan oudere dieren. Volgens een studie van Ducros et al. (2020) blijft circa 50% van de jonge reeën binnen hun geboorteterritorium, terwijl 15% duidelijke migratietendensen vertoont. Zwitserse studies (Müri, 1999; Signer & Jenny, 2006) onderscheiden twee migratietypen bij dieren ouder dan 300 dagen: standplaatsgetrouwe (<1,5 km) en migrerende reeën (>1,5 km), elk goed voor 50% van de

populatie. In Baden-Württemberg is 77% standplaatsgetrouw, wat op een sterkere binding aan het geboorteterritorium wijst. Regionale verschillen worden vermoedelijk veroorzaakt door landschap, klimaat en voedselaanbod.

Voorkomen en aantalsontwikkeling in Drenthe

Het ree is sinds de laatste ijstijd aanwezig in Nederland en heeft zich na intensieve bejaging in de 19e eeuw hersteld, waarbij de Veluwe fungeerde als belangrijkste bronpopulatie. De Nederlandse reeënpopulatie (Figuur 3.1a) maakt deel uit van de bredere Europese populatie en vormt een metapopulatie, met hogere dichtheden in onder meer de Veluwe en de Oostvaardersplassen (bron: *Netwerk Ecologische Monitoring*). Sommige regio's, waaronder delen van Zuid- en Noord-Holland en enkele Waddeneilanden, hebben echter nog geen stabiele populaties. In de afgelopen decennia heeft de soort zich verder uitgebreid naar nieuwe gebieden, zoals West Zeeuws-Vlaanderen (bron: Historische verspreidingskaarten NDDFF).

De landelijke populatie is sinds circa 1990 sterk toegenomen. Rond 1980 werd het aantal reeën geschat op 25.000 à 30.000 dieren (CLO, 2014), oplopend tot 50.000 à 60.000 in 2007 en tot ongeveer 135.000 dieren in 2023 (CLO, 2023). Monitoringgegevens tonen sinds 1995 een significante stijgende trend ($P < 0,01$). Tegelijkertijd is in enkele gebieden, zoals de Amsterdamse Waterleidingduinen en het Deelerwoud, juist sprake van een afname. Deze lokale dalingen worden vermoedelijk veroorzaakt door toenemende concurrentie en verstoring door de uitbreiding van damhertpopulaties.

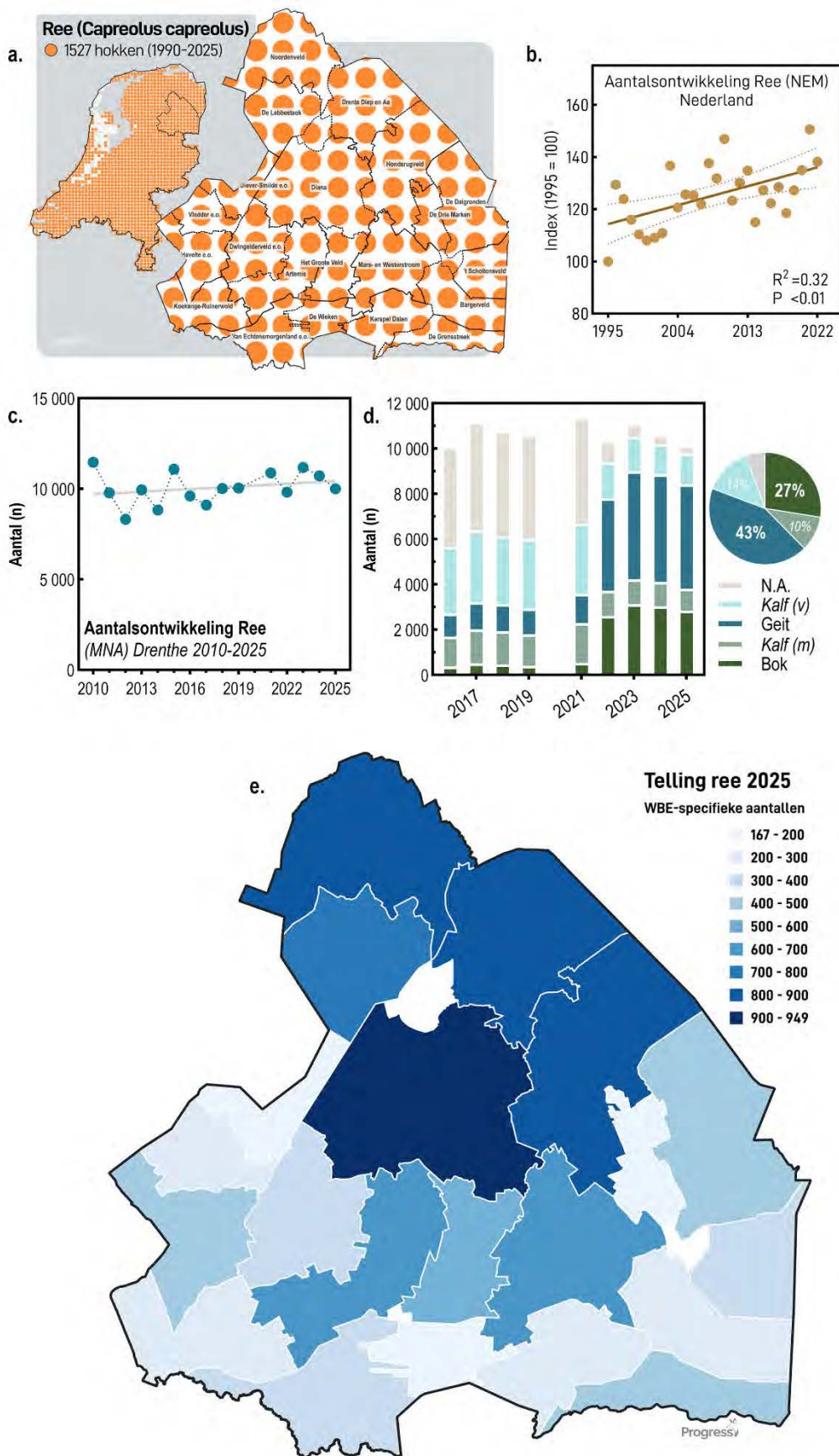
In Drenthe komen reeën verspreid over de gehele provincie voor (Figuur 3.1e). De verspreiding volgt het patroon van het gevarieerde Drentse landschap, met de hoogste dichtheden in het midden, noorden en oosten, onder meer in de WBE's Noordenveld, Drents Diep en Aa, Hondsrugveld, De Lebbestoak en Diana, waar bos- en heidegebieden afwisselen met kleinschalig agrarisch gebied. In de zuidelijke helft liggen de dichtheden iets lager. Het aantal getelde reeën in Drenthe is in de periode 2010–2025 relatief stabiel gebleven en fluctueert rond een evenwicht, wat erop wijst dat de draagkracht van het leefgebied grotendeels is bereikt. De jaarlijkse schommelingen rond dit evenwicht zijn het gevolg van natuurlijke variatie in factoren zoals wintersterfte, voedselaanbod, voortplantingssucces en weersomstandigheden. In gunstige jaren (bijvoorbeeld zachte winters met hoog voedselaanbod) kan de populatie iets toenemen, terwijl strenge winters of voedseltekort leiden tot tijdelijke afnames. Deze variatie is kenmerkend voor populaties waarbij de groei stabiliseert na het bereiken van de draagkracht.

Momenteel worden in Drenthe jaarlijks tijdens de tellingen 10.000 reeën waargenomen (Minimum Number Alive, Figuur 2.1c). Dat de aantallen van jaar tot jaar rond dit niveau blijven schommelen, benadrukt het bereiken van de draagkracht. Door het beperkte aanbod van geschikt leefgebied verspreidt de jaarlijkse aanwas zich deels richting aangrenzende provincies; dit patroon is ook zichtbaar bij grensoverschrijdende WBE's (Bijlage 4).

De populatieopbouw van reeën in Drenthe is in de afgelopen beheerperiode stabiel gebleven (Figuur 3.1c). Hoewel de verdeling naar geslacht en leeftijd – geit, bok, kalf (vrouwelijk en mannelijk) en niet aangesproken individuen (N.A.) – lichte jaarlijkse fluctuaties vertoont, vallen deze

binnen de te verwachten variatie van een trendtelling (Figuur 3.1d). In 2025 bestond de populatie uit circa 43% geiten, 27% bokken, 14% vrouwelijke kalveren en 10% mannelijke kalveren; het resterende aandeel van ongeveer 6% betrof niet aangesproken individuen. Daarmee was circa

60.6% van de populatie vrouwelijk en 39,4% mannelijk. Deze stabiele en herkenbare populatiestructuur duidt op een evenwichtige verhouding tussen volwassen dieren en aanwas en bevestigt de betrouwbaarheid van de recente tellingen binnen de provincie.



Figuur 3.1 Verspreiding en aantalsontwikkeling ree in Nederland en de provincie Drenthe. (a) Het voorkomen van reeën tussen 1990-2022, gebaseerd op gevalideerde waarnemingen uit de *NDFF*. (b) Aantalsontwikkeling van reeën in Nederland (index 1995 = 100%) en (c) de provincie Drenthe (Minimum Number Alive voorjaar 2010-2025) inclusief regressieanalyse, (d) en de onderverdeling naar type ree geteld in de provincie Drenthe, *bron data NEM, VHR en FRS*. (e) De verspreiding van reeën in de provincie Drenthe op basis van reeëntelling (MNA, voorjaar 2025) per WBE, *bron data FRS*.

Staat van instandhouding

De wet- en regelgeving bepaalt dat een flora- en fauna-activiteit het streven naar een gunstige staat van instandhouding van de van nature in Nederland voorkomende reeënpopulatie niet negatief mag beïnvloeden. Dit betekent dat vergunningsplichtig beheer niet nadelig mag zijn voor het komen tot, of het behoud van een stabiele en gezonde reeënpopulatie. Een soort bevindt zich in een 'gunstige staat van instandhouding' wanneer:

- a. Uit populatie dynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van de natuurlijke habitat waarin hij voorkomt, en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven, en
- b. Het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden, en
- c. Er een voldoende grote habitat bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.

Volgens Bastmeijer (2018) wordt de staat van instandhouding bepaald aan de hand van vier parameters: het verspreidingsgebied, de populatie, het leefgebied (waaronder de oppervlakte, geschiktheid en structuur van de habitat) en het toekomstperspectief. Met een geschatte populatie van 15 miljoen individuen in Europa is het ree wijdverspreid en algemeen voorkomend, zonder grote bedreigingen. Daarom heeft de IUCN het ree beoordeeld als "Least Concern" (Niet Bedreigd) in zowel de Europese regionale beoordeling als de EU 25 regionale beoordeling (Lorenzini et al., 2006). Ook in Nederland wordt de staat van instandhouding als gunstig beoordeeld vanwege de brede verspreiding, de stabiele of toenemende trend en de populatiegrootte, die in 2023 werd geschat op ongeveer 135.000 dieren. Het toekomstperspectief is positief, omdat reeën goed gedijen in verschillende cultuurlandschappen. Daarbij komt dat de reeëntellingen uitsluitend zichtbare aantallen weergeven en daarmee een structurele onderschatting vormen van de werkelijke populatieomvang. In het voorjaar van 2025 werden in Drenthe 10.001 reeën waargenomen. Deze getelde aantallen worden beschouwd als het minimumaantal aanwezige dieren (MNA) en is in werkelijkheid hoger. Gedurende de afgelopen beheerperiode bleef de Drentse populatie over het geheel genomen stabiel (2019-2024).

In dezelfde periode bedroeg de cumulatieve jaarlijkse onnatuurlijke sterfte door afschot, geregistreerde aanrijdingen en verdrinking gemiddeld 2.585 dieren per jaar (beheerjaren 2019-2024; *n.b.: beheerjaar 2024 onvolledig door stopzetten vergunning vanaf januari 2025*). Afgezet tegen het aantal getelde dieren en de geschatte jaarlijkse aanwas van gemiddeld 4.711 kalveren (aanwasgetal 0,725 per reegeit) wijst dit op een structurele migratie van dieren naar aangrenzende provincies.

Door de omvang van de bestandsvermindering te bepalen op basis van de zogenoemde mortaliteitsmethode op gebiedsniveau wordt gewaarborgd dat de totale mortaliteit op zowel provinciaal niveau als gebiedsniveau niet groter is dan de berekende aanwas, zodat het beheer niet kan leiden tot een populatieafname. In geen enkel jaar wordt meer afschot toegestaan dan de totale sterfte van het voorgaande jaar. Op deze wijze blijven aanwas en sterfte met elkaar in balans, en wordt uitsluitend gestuurd op het beperken van verhoogde migratie zonder dat de populatieomvang significant afneemt. Als extra vangnet geldt dat wanneer op gebiedsniveau zoals een WBE sprake is van een afnemende trend in de voorjaarsstelling, het beheer binnen dat gebied wordt opgeschort totdat de populatie zich stabiliseert. Beheer kan pas worden hervat indien sprake is van aanhoudend risicovolle wegtrajecten, en dan uitsluitend tot maximaal 50% van de berekende bestandsvermindering. Hiermee wordt rekening gehouden met mogelijke effecten van zeer lokale omstandigheden, zoals verhoogde predatie door de wolf, die lokaal kan leiden tot een hogere natuurlijke sterfte, ook al is deze al meegenomen in het gehanteerde aanwasgetal van 0,725.

Naast de parameter *populatie* zijn ook de overige drie parameters die bepalend zijn voor de staat van instandhouding, verspreidingsgebied, leefgebied en toekomstperspectief, als gunstig te kwalificeren. Het huidige areaal en de kwaliteit van het leefgebied ondersteunen al decennialang een stabiele aanwezigheid van reeën in Drenthe. Er zijn binnen de tijdshorizon van dit beheerplan geen aanwijzingen dat het areaal of de habitatkwaliteit significant zal afnemen. Het ree is bovendien niet alleen in Drenthe, maar ook in het grootste deel van Nederland ruim verspreid aanwezig, waarmee de continuïteit van het verspreidingsgebied op nationaal niveau is geborgd. Het toekomstperspectief van het ree in Nederland is positief, aangezien de soort zich succesvol aanpast aan uiteenlopende landschappen en het landelijke populatieniveau stabiel tot licht stijgend is dankzij effectieve bescherming en gereguleerd beheer. Samenvattend is het doel van het in dit deelplan beschreven beheer niet het verkleinen van de reeënpopulatie, maar het voorkomen van ongevallen en onnodig lijden, terwijl de gunstige staat van instandhouding en een gezonde, stabiele populatie structureel worden geborgd.

4. Land- en bosbouwschade

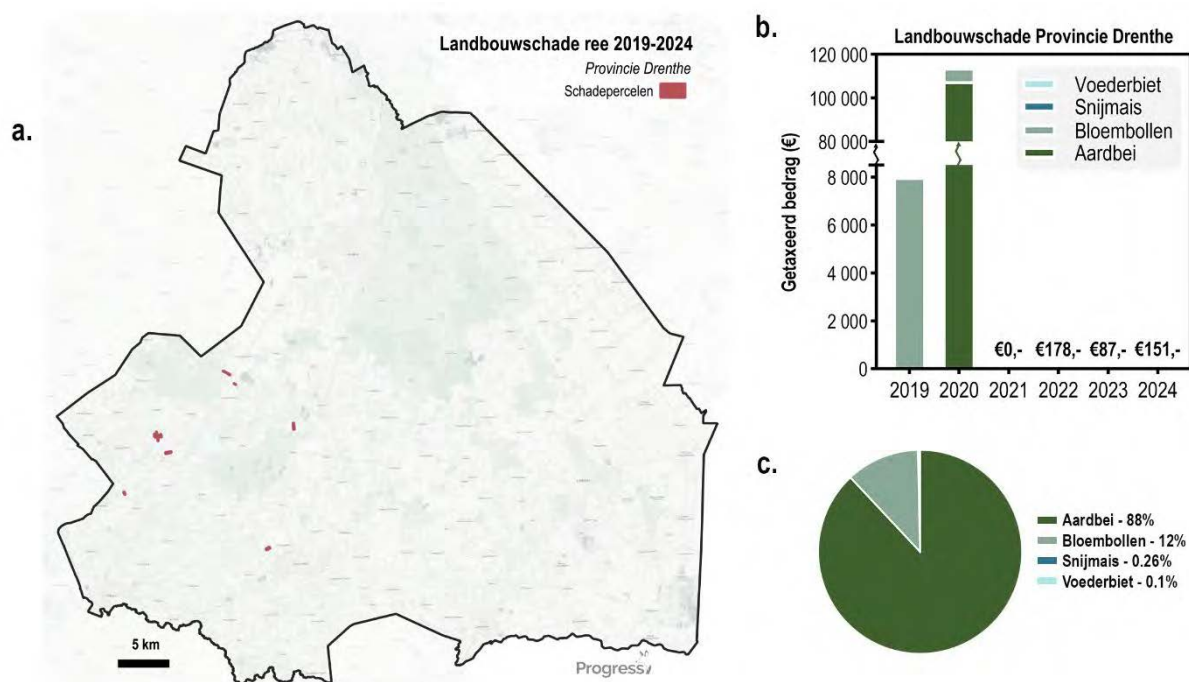
Reeën zijn selectieve herbivoren die zich voeden met kruiden, bladeren, knoppen en vruchten. Dit foeragegedrag kan in landbouw- en bosbouwgebieden leiden tot vraat aan jonge houtige gewassen zoals bosopstanden, bosaanplant, boomkwekerijen, fruitbomen en aan niet-houtige gewassen zoals bloembollen en sierteelten. In Drenthe is, zoals in andere provincies, de omvang van door reeën veroorzaakte schade lastig vast te stellen. Schade aan landbouwgewassen en bosverjonging/aanplant zijn doorgaans niet subsidiabel via BIJ12 Faunazaken, waardoor systematische registratie ontbreekt en slechts fragmentarisch inzicht bestaat in aard en spreiding.

Naast foerageerschade komt lokaal veegschade voor. Bokken schuren hun bastgewei aan jonge bomen en struiken, vooral in maart-april en juli-augustus (bronstperiode). Dit gedrag dient voor bastverwijdering en territoriumafbakening. De schade treedt meestal op tussen 20 en 60 cm hoogte en betreft jonge aanplant en natuurlijke verjonging; gevolgen zijn bijvoorbeeld schorsbeschadiging, groeivertraging of verminderde houtkwaliteit en sterfte. De ernst varieert per locatie en hangt samen met bokdichtheid en beplantingstype.

Tijdens de beheerperiode 2019–2024 zijn in Drenthe tien schadedossiers geregistreerd waarin reeën als veroorzaker zijn genoemd, gemiddeld twee per jaar. De hoogste schade werd gemeld in 2020 bij aardbeienteelt (€107.730), een uitzonderlijk geval dat laat zien dat reeën lokaal aanzienlijke schade kunnen veroorzaken wanneer omstandigheden daarvoor gunstig zijn. In andere jaren bleef de schade beperkt tot kleinere bedragen, zoals €8.013 in 2019 bij bloembollen en in 2022–2024 zogenoemde

mengschade op voederbieten en maïs, meestal in combinatie met dassen, roeken of damherten (Figuur 3.1b).

Het totaal van de aan reeën toegeschreven schade over de laatste drie jaren bedroeg €417,05, waarbij geen enkel geval het provinciale drempelbedrag van €250 overschreed dat geldt als ondergrens voor 'ernstige schade'. Daarmee voldoet de omvang van de geregistreerde schade niet aan de criteria voor het nemen van lethale beheermaatregelen op grond van landbouwschade. Echter, de schade aan bosbouw is hierin niet meegerekend en kan ook een factor van toekomstige aandacht en registratie zijn. De provincie beschouwt deze schade als incidenteel en beperkt in omvang, zonder structureel karakter of regionaal patroon. Deze interpretatie sluit aan bij de uitspraak van de voorzieningenrechter van de Rechtbank Den Haag van 14 april 2025 (ECLI:NL:RBDHA:2025:6084), waarin werd bevestigd dat pas bij overschrijding van de vastgestelde drempel sprake kan zijn van juridische rechtvaardiging voor ingrijpen op basis van het schadecriterium. Samenvattend vormt landbouwschade in Drenthe geen zelfstandige grond voor het inzetten van beheermaatregelen bij het ree; eventuele schade wordt uitsluitend benaderd via preventieve, niet-dodelijke middelen en leidt niet tot ingrijpen door middel van afschot.



Figuur 4.1. Getaxeerde landbouwschade in de provincie Drenthe door reeën. (a) Schadeparcels onderverdeeld per gewastype in de periode 2019-2024. (b) Ontwikkeling getaxeerde schade over voorgaande beheerperiode en (c) aandeel gewastype. Periode schadejaar 2019-2024 (november t/m oktober), Bron data: BIJ12.

5. Verkeersveiligheid

Aanrijdingen met grote hoefdieren vormen een aanzienlijk risico voor de verkeersveiligheid in Europa en Nederland, waaronder de provincie Drenthe (Bekker et al., 2003; Rosell et al., 2022). Jaarlijks worden in Europa naar schatting ongeveer 1 miljoen aanrijdingen met hoefdieren geregistreerd, waaronder reeën, edelherten, wilde zwijnen en damherten (Linnell et al., 2020). Dit leidt tot circa 30.000 gewonden en meerdere dodelijke slachtoffers per jaar. In het Verenigd Koninkrijk worden jaarlijks gemiddeld 12 dodelijke ongelukken geregistreerd, in Finland 3, in Spanje 17 en in Frankrijk 20 (Kämmerle et al., 2017). De economische schade als gevolg van deze aanrijdingen in Europa wordt geschat op meer dan een miljard euro per jaar en 300 dodelijke ongelukken (Groot Bruinderink en Hazebroek, 1996). Vooral reeën zijn vaak betrokken bij aanrijdingen vanwege hun hoge populatiedichtheid en verspreiding over het Europese landschap (Seiler, 2004). In Nederland is de situatie vergelijkbaar met de rest van Europa. In Nederland zijn het jaarlijks aantal geregistreerde aanrijdingen met hoefdieren toegenomen van ongeveer 7.000 aanrijdingen in de jaren 90 naar 10.000–15.000 aanrijdingen hedendaags, waarvan het merendeel plaatsvindt in provincies met een hoge populatiedichtheid van hoefdieren zoals de provincie Drenthe (Groot Bruinderink en Hazebroek, 1996; Stichting Wildaanrijdingen Nederland 2024). In Drenthe worden jaarlijks (periode 2019-2024; beheerjaar: 1 april-31 maart,) gemiddeld 881 reeën aangereden, wat neerkomt op 8.5% van de gemiddelde getelde 10.830 dieren van de provinciale populatie (Figuur: 5.1b en Figuur 2.1c). Daarmee zijn aanrijdingen de belangrijkste doodsoorzaak onder reeën: tussen 2019 en 2024 zijn 5.927 dood gevonden reeën geregistreerd, waarvan 96% als verkeersslachtoffer zijn geregistreerd, andere doodsoorzaken worden slechts beperkt geregistreerd.

De ontwikkeling van het aantal aanrijdingen met reeën in Drenthe tussen 2010 en 2024 vertoont een duidelijke samenhang met de resultaten van de provinciale reeëntellingen (Figuur 5.1c). Een lineaire regressieanalyse laat zien dat 52% van de variatie in het aantal aanrijdingen wordt verklaard door het tijdens de voorjaarsstelling waargenomen minimumaantal aanwezige dieren (MNA) ($R^2 = 0,52$; $p < 0,01$). In jaren waarin het MNA boven de 10.000 dieren uitkomt, ligt het aantal aanrijdingen hoger dan in jaren met lagere tellingen. Dat deze relatie aantoonbaar blijft binnen een populatie die niet langer toeneemt wijst op een direct oorzakelijk verband tussen populatiedichtheid en aanrijdingsfrequentie. Deze bevinding sluit aan bij internationale studies die eveneens aantonen dat een

hogere dichtheid van hoefdieren gepaard gaat met een toename van verkeersincidenten (Bruinderink et al., 2010; Groot Bruinderink & Hazebroek, 1996; Seiler, 2004; Tarjuelo et al., 2024). Deze relatie is ook juridisch erkend: in de uitspraken ECLI:NL:RVS:2015:1256 en ECLI:NL:RVS:2015:1717 heeft de Afdeling bestuursrechtspraak geoordeeld dat provincies bij het verlenen van ontheffingen in het kader van verkeersveiligheid deze samenhang mogen betrekken, mits onderbouwd met feitelijke gegevens over populatieontwikkeling en incidenten. Dit standpunt is recent bevestigd in de uitspraak van de Rechtbank Noord-Nederland van 28 januari 2025 (ECLI:NL:RBNNE:2025:269) inzake de voorlopige voorziening Fryslân, waarin eveneens werd vastgesteld dat verkeersveiligheid een rechtmatig belang kan vormen voor beheer middels afschot, mits de noodzaak en effectiviteit van maatregelen met actuele data zijn onderbouwd.

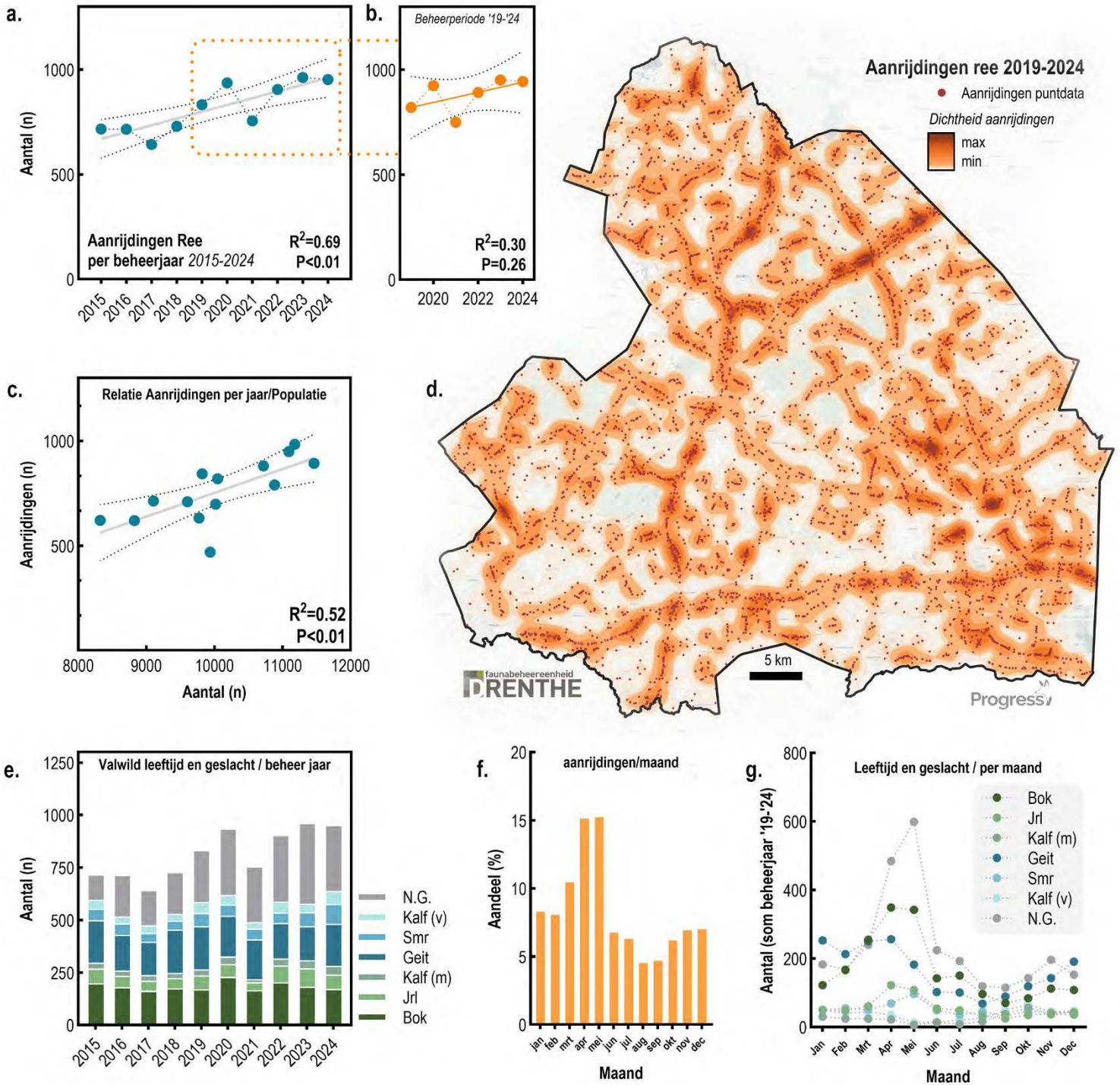
Analyse van de meest recente beheerperiode (2019–2024) laat zien dat het aantal geregistreerde aanrijdingen in Drenthe niet langer significant toeneemt ($R^2 = 0,34$; $P = 0,22$). Waar in de voorgaande periode nog sprake was van een stijgende trend, is in beheerjaar 1 april 2021 tot 31 maart 2022 een duidelijke tijdelijke daling zichtbaar. Deze daling hangt samen met de coronaperiode en kan worden verklaard door een uitzonderlijk sterke daling in het aantal verkeersbewegingen als gevolg van de avondklok en meerdere lockdowns. Deze afwijking kan worden beschouwd als een bepalende *outlier*. Er is in dit jaar geen sprake van een structurele daling in het aantal aanrijdingen die kan worden toegeschreven aan het uitgevoerde beheer; na het wegvallen van de coronamaatregelen ligt het aantal aanrijdingen opnieuw structureel boven de 1000 per beheerjaar. Daarbij gaat het hier om een uitzonderlijke situatie met extreme dalingen in de verkeersintensiteit; in het algemeen is het effect van verkeersvolume of snelheidsbeperkingen niet significant meetbaar in relatie tot het aantal aanrijdingen (Bissonette & Kassar, 2008). Visueel is in de grafiek een lichte toename zichtbaar, met een piek in het beheerjaar 2024 (1 april 2024 – 31 maart 2025). In deze periode kon gedurende februari en maart 2025 geen afschot plaatsvinden door de uitspraak van de voorzieningenrechter, waarmee het beheer feitelijk werd stilgelegd (ECLI:NL:RBNNE:2025:269). Ruimtelijke analyse geeft aan dat er aanrijdingen zijn geregistreerd in het overgrote merendeel van de provincie Drenthe, met een verhoogde incidentie op A- en N-wegen (Figuur 5.1d, Bijlage 4).

Verkeersveiligheid als zelfstandig wettelijk belang

Het beperken van het risico op verkeersongevallen met reeën vormt een zelfstandig en zwaarwegend belang in de zin van artikel 8.74l, eerste lid, onder a, van het Besluit kwaliteit leefomgeving. De inzet van beheermaatregelen is daarbij gericht op het terugdringen van het aantal aanrijdingen tot een maatschappelijk aanvaardbaar niveau, met het oog op de bescherming van de volksgezondheid en de openbare veiligheid.

Uit zowel provinciale gegevens als landelijke en internationale studies blijkt dat het aantal aanrijdingen met reeën samenhangt met de lokale dichtheid van reeën in combinatie met landschappelijke en infrastructurele kenmerken. Met name in overgangszones tussen open en gesloten landschap en nabij druk bereden wegtrajecten leidt een hoge lokale dichtheid tot een verhoogd risico op wegkruisingen door reeën.

Het beheer zoals uitgewerkt in dit faunabeheerplan is daarom niet generiek van aard, maar risico-gestuurd en gebiedsgericht. Door de inzet van beheermaatregelen te concentreren in de nabijheid van risicovolle wegtrajecten wordt gericht gestuurd op het verminderen van het aanrijdingsrisico, zonder afbreuk te doen aan de gunstige staat van instandhouding van de Drentse reeënpopulatie als geheel.



Figuur 5.1. Aanrijdingen met reeën in de provincie Drenthe. (a) Ontwikkeling van het aantal aanrijdingen per jaar met reeën binnen de provincie Drenthe in de periode 2015-2024 inclusief lineaire regressie om statistisch de ontwikkeling te duiden (*N.B.: data per beheerjaar, 1 april tot en met 31 maart opvolgende jaar*). (b) Ontwikkeling van het aantal aanrijdingen onderverdeeld per beheerjaar in de beheerperiode 2019-2024 inclusief lineaire regressie om relatie te duiden middels determinatie coëfficiënt en statistische significantie. (c) Correlatie tussen het aantal aanrijdingen en de aantalsontwikkeling van reeën in de periode 2010-2024 inclusief lineaire regressie om relatie te duiden middels determinatie coëfficiënt en statistische significantie. (d) Overzichtskaart van alle geregistreerde aanrijdingen met reeën in de provincie Drenthe tijdens de beheerperiode 2019-2024; intensiteit van oranje toont hogere dichtheid aanrijdingen. (e) Onderverdeling van aanrijdingen per geslacht en leeftijd per beheerjaar over de periode 2015-2024. (f) Verdeling van het aandeel aanrijdingen per maand om het patroon van aanrijdingen per kalenderjaar weer te geven, gebaseerd op gemiddelde aandeel (%) per jaar in de periode 2019-2024. (g) Patroon van aanrijdingen per maand per geregistreerde geslachtscategorie over de gehele beheerperiode 2019-2024, N.G.: Niet geregistreerd. Bron data: FRS en RWS (*peildatum 1-10-2025*).

Gedrag patronen en seizoensinvloed

Het gedrag en de jaarlijkse cyclus van reeën beïnvloeden het risico op aanrijdingen (Figuur 5.1e-g). De voorjaarsperiode (april-juni) is risicovol doordat geiten in deze periode de kalveren van het voorgaande jaar verdrijven, met name de bokkalveren. Deze jonge bokken gaan vervolgens zwerven op zoek naar een eigen territorium, wat leidt tot verhoogde mobiliteit en een grotere kans op het oversteken van wegen (Figuur 5.1f-g). Een tweede toename doet zich voor na de bronstperiode, in het najaar. In beide perioden vallen de activiteitspatronen van reeën samen met ochtend- en avondspitsuren. Daarbij zorgt de overgang naar de zomertijd voor extra risico: doordat de biologische klok van reeën niet mee verandert, vindt hun verhoogde activiteit plaats tijdens drukke verkeersmomenten, wat de kans op ongevallen en resulterend dierenleed vergroot (Mysterud, 2004). Reeën zijn solitaire dieren of leven in kleine familiegroepen. Kalveren volgen hun moeder instinctief, ook wanneer die plotseling een weg oversteeft. Dit verhoogt het risico op secundaire aanrijdingen: nadat een eerste dier de weg is overgestoken, volgen vaak één of meerdere nakomelingen zonder acht te slaan op naderend verkeer (Ng et al., 2008).

Naast seizoensgebonden gedrag speelt ook dispersiegedrag een belangrijke rol in het risico op aanrijdingen met reeën. Verschillende Europese studies tonen aan dat verplaatsingen tussen geboorte- en vestigingslocatie sterk variëren (Ducros et al., 2020; Rhenus et al., 2018; Heurich et al., 2015; Müri, 1999), afhankelijk van leeftijd, geslacht, terreinstructuur en beschikbaar leefgebied (zie ook hoofdstuk 3). Vooral jonge dieren, met name in het voorjaar en de zomer, leggen grotere afstanden af tijdens hun zoektocht naar een geschikt territorium. Deze fase gaat gepaard met verhoogde mobiliteit en frequente wegruisingen, ook op locaties die buiten bekende migratieroutes vallen. Gemiddeld vertoont 15 tot 23% van de populatie migratiegedrag. De routes zijn zelden rechtlijnig: veel dieren volgen indirecte routes, waardoor de afgelegde afstand aanzienlijk groter is dan de uiteindelijke verplaatsing. Opvallend is dat vrouwelijke reeën gemiddeld grotere dispersieafstanden afleggen dan mannelijke. Vooral vrouwelijke kalveren die net zelfstandig zijn, vormen hierdoor een risicogroep tijdens het vroege voorjaar wanneer ze verjaagd worden uit het territorium van hun moeder. Voorlichting, monitoring en gericht afschot zijn in deze fase van het jaar extra relevant. Dispersie benadrukt dat reeën zich niet uitsluitend binnen vaste kerngebieden ophouden. Migrerende dieren kunnen onverwacht opduiken, wat pleit voor gebied dekkend en adaptief beheer. Alleen zo kan adequaat worden ingespeeld op lokale verschillen in gedrag, landschap en risico's.

Ook kenmerken van de infrastructuur spelen een belangrijke rol. Vooral provinciale en gemeentelijke wegen zonder faunavorzieningen zijn kwetsbaar, mede omdat deze wegen zich vaak bevinden in landschappen die aantrekkelijk zijn voor reeën. Wegbermen bevatten vaak voedselrijkere vegetatie dankzij zonlicht, afstromend regenwater en in de winter ook strooizout. Zout vormt een schaars mineraal in het natuurlijke dieet van reeën en verhoogt hun aanwezigheid nabij het wegdek (Hill et al., 2021; Putman et al., 2004).

Impact en ernst van aanrijdingen

Hoewel aanrijdingen met reeën in veel gevallen leiden tot materiële schade of dierlijke slachtoffers, blijkt uit onderzoek dat ongeveer 5% van deze incidenten ook gepaard gaat met (lethaal) letsel bij de bestuurder of inzittenden (Groot Bruinderink et al., 2010; Morelle et al., 2013; Langley et al., 2006;). De risico's nemen aanzienlijk toe bij hogere rijsnelheden. De beperkte zichtbaarheid in de schemering maakt dat bestuurders minder tijd hebben om te reageren, wat de kans op een aanrijding verhoogt (Langbein et al., 2011). Daarbij komt dat plotseling overstekend wild paniecreacties kan veroorzaken. Niet alleen directe botsingen met het dier leiden tot gevaar; ook plotselinge rem- of uitwijkmanoeuvres kunnen ernstige verkeersincidenten veroorzaken, een zogeheten indirecte of secundaire botsing (Bil et al., 2024; Zhang et al., 2024).

Figuur 5.2 toont meerdere ernstige ongevallen in Drenthe waarbij reeën direct betrokken waren. Ook elders in Nederland zijn vergelijkbare incidenten geregistreerd, waaronder in Staphorst (StaphorstCity, 2025), waar een automobilist zwaargewond raakte nadat een ree plotseling overstak; in Bentelo (Hart van Nederland, 2025), waar een motorrijder na een botsing met een ree ernstig letsel opliep; en in Noorden (NoorderNieuws, 2024), waar een auto na een uitwijkmanoeuvre voor een ree tegen een boom botste en de bestuurder gewond raakte. Deze voorbeelden benadrukken dat aanrijdingen met reeën niet alleen leiden tot aanzienlijke materiële schade en dierenleed, maar ook tot zwaar lichamelijk letsel bij verkeersdeelnemers, met soms blijvende gevolgen voor de slachtoffers. Daarbij vormt de kans op ernstig letsel bij een uitwijkmanoeuvre of aanrijding een reëel risico zeker in de provincie Drenthe waar veel buitengebiedswegen zijn omzoomd door boomlanen. Ongevallen met dodelijke afloop worden in dergelijke situaties vaak geregistreerd als eenzijdige ongevallen met onbekende oorzaak, terwijl wild als indirecte factor niet wordt uitgesloten.

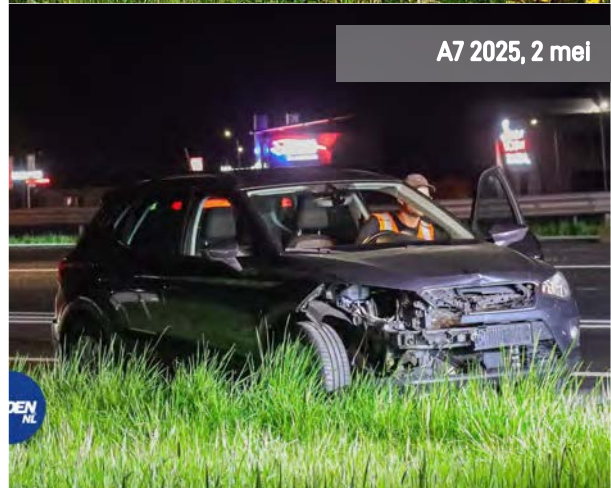
In de uitspraak van de Rechtbank Midden-Nederland (25 maart 2025: ECLI:NL:RBMNE:2025:714) werd expliciet erkend dat de aanwezigheid van reeën op of nabij de weg kan leiden tot onbeheerste uitwijkmanoeuvres met ernstige gevolgen. Wildaanrijdingen moeten daarom niet als incidentele gebeurtenissen worden beschouwd, maar als structurele risicofactor in het verkeerssysteem van met name landelijke gebieden (Boerema, 2024). Naast letselschade aan bestuurders of inzittenden veroorzaken aanrijdingen met reeën substantiële economische en maatschappelijke schade. Economische schade bestaat uit directe kosten zoals voertuigschade, sleepdiensten, inzet van hulpverleners, en stijgende verzekeringspremies (Figuur 5.3).

In 2020 werden in Nederland 8.603 schadeclaims geregistreerd na een aanrijding met een wild dier, met een totale schadelast van ruim 16,5 miljoen euro. De gemiddelde schade per incident bedroeg €1.921, een stijging ten opzichte van eerdere jaren (Verbond van Verzekeraars, 2021). De meeste meldingen kwamen uit Gelderland, Overijssel en Noord-Brabant, maar ook in noordelijke provincies zoals Drenthe is het risico aanzienlijk (Verbond van Verzekeraars, 2024). Aangezien lang niet alle incidenten worden gemeld of geclaimd, ligt het werkelijke aantal aanrijdingen en de totale economische schade vermoedelijk aanzienlijk hoger. Deze financiële last komt uiteindelijk grotendeels terecht



bij burgers via de collectieve premielast van autoverzekeringen. Daarnaast ontstaan indirecte kosten door verstoringen in het goederenvervoer, vertragingen in het woon-werkverkeer en het tijdelijk afsluiten van wegen. Deze financiële impact wordt verergerd door het feit dat dergelijke incidenten zich vaak voordoen in de schemering, wanneer verkeersstromen het drukst zijn.

Maatschappelijke schade manifesteert zich onder meer in vertragingen, verstoring van het verkeersgevoel van veiligheid en negatieve publieke beeldvorming. Ook het welzijn van het dier zelf vormt een maatschappelijk aandachtspunt: reeën raken vaak niet direct dodelijk gewond, maar vluchten gewond het terrein in, waar ze langdurig kunnen lijden voordat ze worden opgespoord of sterven aan hun verwondingen. De zichtbare gevolgen van dergelijke gevallen versterken de maatschappelijke urgentie van preventieve maatregelen en professionele opvangstructuren.



Figuur 5.3. Aanrijdingen met reeën in of nabij de provincie Drenthe. Beelden uit recente rapportages van lokale kranten in de provincie Drenthe met verslaggeving over aanrijdingen met reeën.

6. Overige risico's en schade

6.1 Risico op ziekteoverdracht landbouwdieren

Hoewel reeën in Nederland verschillende ziekteverwekkers kunnen dragen die ook bij landbouwhuisdieren voorkomen, is het relatieve risico op overdracht over het algemeen laag (Žele Vengušt et al., 2021; de Vos et al., 2010). Toch vormt ziekteoverdracht een erkend belang bij faunabeheer, zeker in gebieden waar reeën en landbouwhuisdieren elkaars leefgebied overlappen (Pacioni et al., 2022; Jones et al., 2014). Reeën fungeren als reservoir voor diverse vectorgebonden en parasitaire infecties in Nederland (Wijburg et al., 2022). Studies tonen een hoge prevalentie van onder andere *Anaplasma phagocytophilum* (tot 77,9%), *Bartonella* spp. (77,7%) en *Babesia* spp. (17,4%) bij Nederlandse reeën (Wijburg et al., 2022). Deze ziekteverwekkers worden via teken en andere vectoren overgedragen en kunnen in theorie landbouwhuisdieren infecteren (Sprong et al., 2009; Jahfari et al., 2014; van der Giessen et al., 2010). De daadwerkelijke incidentie van infecties bij vee die aantoonbaar door reeën zijn veroorzaakt, is echter zeer gering tot afwezig. Ook parasitaire nematoden zoals *Dictyocaulus* spp. (longworm) en *Haemonchus contortus* komen zowel bij reeën als bij runderen voor, met als voornaamste transmissieroute orale opname op gedeeld begraasd land (Chintoan-Uta et al., 2014; Hoberg et al., 2001; Morgan et al., 2005). Uit veldonderzoek blijkt dat deze parasieten in gedeelde habitats daadwerkelijk kunnen worden overgedragen. Hoewel *Coxiella burnetii* (veroorzaker van Q-koorts) soms wordt aangetroffen in reeën, blijkt uit genetische typering dat deze stammen verschillen van die tijdens de Q-koortsuitbraak in Nederland. Reeën zijn dan ook geen belangrijke bron van deze ziekte in de veehouderij (van der Hoek et al., 2010; Van der Giessen et al., 2010).

Het relatieve risico op ziekteoverdracht van ree naar vee wordt als laag tot matig beschouwd. Dit wordt verklaard door:

- Ecologische scheiding: Reeën gebruiken grotendeels andere habitats dan vee, wat direct contact en fecaal-orale overdracht beperkt (Martin et al., 2011; de Vos et al., 2010; Gaudiano et al., 2021).
- Gebrekkige veldincidentie: Er zijn geen gevallen bekend waarbij een ziekte-uitbraak bij vee aantoonbaar is herleid tot reeën (van der Giessen et al., 2010; Žele Vengušt et al., 2021).
- Vectorafhankelijkheid: De meeste relevante pathogenen worden overgedragen via teken of vliegen, wat indirecte verspreiding impliceert (Sprong et al., 2009; Jahfari et al., 2014; RIVM, 2022).

Desondanks is het van belang om bij hoge reeëndichtheden en gedeelde begrazingszones alert te blijven (Jones et al., 2013; Gortázar et al., 2025). Vooral in overgangszones tussen bos en landbouwpercelen is verhoogde waakzaamheid gewenst. Momenteel is er beperkt inzicht in de verspreiding en prevalentie van ziekten bij reeën en de mogelijke overdracht naar landbouwdieren (Gortázar et al., 2025). Hoewel reeën aantoonbaar drager zijn van diverse pathogenen die ook bij landbouwhuisdieren voorkomen, is het risico op daadwerkelijke overdracht in Nederland laag. Er zijn tot op heden geen uitbraken bij vee vastgesteld die

direct aan reeën zijn toegeschreven. Niettemin verdient het belang van diergezondheid en volksgezondheid continue aandacht, zeker bij toenemende reeëndichtheden. Proactieve monitoring en eenvoudige bioveiligheidsmaatregelen kunnen helpen om potentiële risico's te minimaliseren, zonder dat ingrijpend beheer op deze grond noodzakelijk is. Samenvattend geldt dat, hoewel aandacht voor diergezondheid en mogelijke ziekteoverdracht gerechtvaardigd is, het lage en niet aantoonbaar gerealiseerde risico op overdracht van ziekten van reeën naar landbouwdieren geen zelfstandige grond vormt voor het inzetten van lethale beheermaatregelen binnen dit faunabeheerplan.

6.2 Schade aan flora en Fauna

Reeën maken deel uit van het Drentse ecosysteem en vervullen hierin een dubbele rol. In gebieden met een goed gereguleerde populatiedichtheid dragen zij bij aan het openhouden van vegetatiestructuren, de verspreiding van zaden en het bevorderen van microhabitatdiversiteit, wat positieve effecten kan hebben op flora en fauna (Reichgelt et al., 2021; Velthuis et al., 2024). Door lichte begrazing ontstaat ruimte voor lichtminnende plantensoorten, waaronder kruiden en struiken die anders worden verdrongen door dominante boomsoorten (Den Ouden et al., 2022; Thomassen et al., 2020). Daarnaast verspreiden reeën plantenzaden via hun vacht en uitwerpselen, wat bijdraagt aan genetische diversiteit en de vestiging van soorten op nieuwe locaties (Reichgelt et al., 2022; Velthuis et al., 2024).

De natuurlijke balans kan echter verstoord raken wanneer hoefdierpopulaties in te hoge dichtheden voorkomen, waardoor overbegrazing optreedt. In natuurgebieden zoals de Veluwe, de Amsterdamse Waterleidingduinen en de Oostvaardersplassen leidt overmatige begrazing tot het verdwijnen van kruidenrijke vegetatie, met negatieve gevolgen voor insecten, vlinders en broedvogels die hiervan afhankelijk zijn (Den Ouden et al., 2022; Reichgelt et al., 2022). De natuurlijke verjonging van loofboomsoorten zoals wilg, populier en lijsterbes wordt vertraagd of verhinderd door vraat aan jonge zaailingen, waardoor bosstructuren eenzijdiger worden en successie stagneert (Velthuis et al., 2024). Ook de ontwikkeling van struiklagen, belangrijk als schuilgelegenheid en nesthabitat voor tal van soorten, blijft achter onder aanhoudende begrazingsdruk (Thomassen et al., 2020; Den Ouden et al., 2022).

Voor de provincie Drenthe zijn dergelijke effecten niet waargenomen. Uit beschikbare rapporten blijkt dat reeën in Drentse natuurgebieden onderdeel uitmaken van een evenwichtig ecosysteem waarin overbegrazing geen significante rol speelt (Spek & Worm, 2014; Provincie Drenthe, 2014). Zowel de Natura 2000-beheerplannen als terreinbeherende organisaties melden geen aanwijzingen dat begrazingsdruk door reeën leidt tot structurele vegetatieveranderingen of biodiversiteitsverlies. Daarmee geldt dat eventuele effecten van reeën op flora en fauna in Drenthe geen structureel of significant karakter hebben en, ook indien lokaal aanwezig, geen zelfstandige rechtvaardiging vormen voor afschot; maatregelen blijven beperkt tot regulier natuur- en terreinbeheer en niet-dodelijke preventieve instrumenten

7. Benadering en Maatregelen

7.1 Benadering periode 2019-2023/2024

Het reeënbeheer in Drenthe is in de afgelopen beheerperiode (1 april 2019 – 31 maart 2025) uitgevoerd op grond van twee opeenvolgende faunabeheerplannen en bijbehorende provinciale ontheffingen.

Eerste planperiode: 2019-2023

In de periode 2019-2023 werd uitvoering gegeven aan het Faunabeheerplan Ree Drenthe 2019-2023, dat door Gedeputeerde Staten op 19 december 2019 werd goedgekeurd (kenmerk 2019002832). Gelijktijdig werd aan de Faunabeheereenheid Drenthe een ontheffing verleend op grond van artikel 3.17 Wet natuurbescherming, voor het doden van reeën met een geweer ter bescherming van de verkeersveiligheid en ter voorkoming van onnodig lijden bij zieke of gebrekkige dieren. De uitvoering vond plaats via goedgekeurde werkplannen van de wildbeheereenheden (WBE's). De verdeling van de afschotquota was gebaseerd op een driejarig gemiddelde van geregistreerde aanrijdingen (valwildcijfers) en voorjaarstellingen. Het beheer richtte zich voornamelijk op WBE's met een verhoogd aanrijdingsrisico.

Gemiddeld werden in de beheerperiode van 1 april 2019 tot en met 31 maart 2023 jaarlijks circa 1.880 reeën geschoten, met in dezelfde periode gemiddeld 870 verkeersslachtoffers. De populatieomvang bleef gedurende de planperiode stabiel rond 10.857 dieren. Hoewel het streefdoel van maximaal 600 aanrijdingen per jaar niet werd bereikt, is het aantal aanrijdingen niet significant toegenomen; visueel is wel een lichte stijging waarneembaar in het beheerjaar 2024 toen het beheer vroegtijdig werd stopgezet (Figuur 5.2b; 1 april 2024 t/m 31 maart 2025). Het beheer werd uitgevoerd door gemachtigde reewildbeheerders onder toezicht van de FBE en met inachtneming van provinciale voorschriften. Monitoring vond plaats via de jaarlijkse reeëntelling, die werd gevalideerd en vastgelegd in het FRS-systeem (Bijlage 3). De provincie concludeerde in 2023, op basis van de evaluatie in het Faunabeheerplan Ree Drenthe 2023-2029, dat het beheer effectief was in het beperken van verdere groei en dat de verkeersveiligheid in redelijke mate werd gewaarborgd (Faunabeheereenheid Drenthe, 2023).

Tweede planperiode: 2024-2029

Na afloop van de vorige beheerperiode stelde de Faunabeheereenheid Drenthe het Faunabeheerplan Ree Drenthe 2023-2029 vast, dat door Gedeputeerde Staten werd goedgekeurd bij besluit van 19 december 2023. Gelijktijdig werd het bestaande beheer voortgezet met de verlening van een nieuwe ontheffing voor planmatig populatiebeheer van reeën, geldig van 1 januari 2024 tot en met 31 december 2029. De nieuwe ontheffing bouwde voort op de systematiek van de voorgaande planperiode en hanteerde dezelfde norm van maximaal 600 aanrijdingen per jaar, ofwel 6% van de getelde voorjaarsstand, als beleidsmatige invulling van het criterium "openbare veiligheid".

Een belangrijke vernieuwing was de verplichting voor iedere WBE om naast de jaarlijkse afschotplannen, twee werkplannen op te stellen, één aan het begin en één halverwege de planperiode, met een evaluatie en eventuele bijstelling op basis van actuele valwildcijfers. Het beheer binnen deze tweede planperiode was echter nog geen volledig beheerjaar van kracht toen de Rechtbank Noord-Nederland op 28 januari 2025 oordeelde dat de onderliggende motivering van de ontheffing onvoldoende was (ECLI:NL:RBNNE:2025:269). De rechtbank verklaarde zowel het beroep als het verzoek om voorlopige voorziening gegrond en schorste de ontheffing voor de gehele provincie Drenthe.

Maatregelen

Om schade te voorkomen, kunnen verschillende benaderingen en maatregelen worden toegepast. De grondgebruiker of wegbeheerder is primair verantwoordelijk voor het voorkomen van schade of verkeersongevallen. Als zijn eigen maatregelen onvoldoende effectief zijn of niet haalbaar, kan hij deze verantwoordelijkheid deels overdragen aan een reeënbeheerder voor de uitvoering van vergunningsplichtige maatregelen, zoals verjaging of het verminderen van aantallen door middel van afschot. De grondgebruiker of wegbeheerder is primair verantwoordelijk voor het nemen van (preventieve) maatregelen om het risico op aanrijdingen te beperken of te voorkomen. Wildaanrijdingen zijn geen uniek probleem voor Nederland. In Duitsland wordt het aantal aanrijdingen met hoefdieren geschat op meer dan 200.000 per jaar. Verschillende maatregelen zijn onderzocht en toegepast om dit probleem te verminderen, variërend van preventieve maatregelen waarvoor geen omgevingsvergunning als flora- en fauna activiteit voor nodig is en lethale beheermaatregelen waarvoor wel een vergunningsplicht geldt.

Afweging van alternatieve en preventieve maatregelen

Bij de afweging van maatregelen wordt het subsidiariteitsbeginsel gehanteerd, waarbij eerst wordt gezien of preventieve en niet-lethale maatregelen het beoogde doel – het beperken van aanrijdingen – op een bevredigende wijze kunnen realiseren. In de provincie Drenthe worden dergelijke maatregelen reeds op brede schaal toegepast, waaronder verkeersmaatregelen, wildwaarschuwingsvoorzieningen, landschappelijke aanpassingen en voorlichting. Deze maatregelen dragen bij aan risicoreductie, maar kennen beperkingen in effectiviteit, schaalbaarheid en ruimtelijke toepasbaarheid. Met name op provinciaal en gemeentelijk wegennet is grootschalige fysieke scheiding of snelheidsverlaging niet overal haalbaar of proportioneel. Dat alternatieve maatregelen een gedeeltelijk effect sorteren, betekent niet dat zij het resterende risico volledig kunnen wegnemen. In het nationale toetsingskader geldt niet de eis dat alle mogelijke deelmaatregelen volledig moeten zijn uitgeput alvorens beheermaatregelen kunnen worden ingezet. De beoordeling of sprake is van andere bevredigende oplossingen vindt plaats in relatie tot het doel van de ingreep. Voor situaties waarin het aanrijdingsrisico structureel hoog blijft ondanks de inzet van preventieve maatregelen, wordt gereguleerd beheer als noodzakelijk en proportioneel beschouwd.

7.2 Preventieve maatregelen

Preventieve maatregelen tegen aanrijdingen met wild vallen over het algemeen in drie categorieën: maatregelen die het rijgedrag van bestuurders aanpassen, maatregelen die het gedrag van dieren aanpassen en maatregelen die dieren fysiek scheiden van het verkeer (zie ook Faunaschade preventiekit, module hertachtigen, BIJ12). Het doel van deze maatregelen is het vooraf voorkomen van schade en incidenten.

7.2.1 Maatregelen gericht op mensen

Communicatiecampagnes

Veel (stedelijke) weggebruikers zijn zich niet bewust van de aanwezigheid van (grote) hoefdieren in het Nederlandse landschap. Gerichte voorlichting hierover kan weggebruikers attenderen op het risico van aanrijdingen met (grote) hoefdieren en de mogelijke gevolgen daarvan. Een maatregel die hierbij kan worden ingezet, is het zogenoemde 'crash signing'. Dit houdt in dat op locatie wordt aangegeven hoeveel ongevallen daar al hebben plaatsgevonden. Deze vorm van bewustwording wordt op sommige wegen in Nederland al toegepast op locaties met een hoog ongevalsrisico. Hoewel deze methode wetenschappelijk nog geen direct meetbaar effect heeft in het verlagen van het aantal aanrijdingen kan het wel bijdragen aan de maatschappelijke bewustwording van een aanrijding.

Verkeersborden

Waarschuwingsborden voor wildoversteek (bord J-27) kunnen bijdragen aan het verminderen van aanrijdingen met reeën, maar hun effectiviteit varieert sterk afhankelijk van het type bord, de mate van vernieuwing en de context. Standaard statische borden worden internationaal veel toegepast, maar tonen op de lange termijn een afnemende effectiviteit doordat bestuurders eraan gewend raken en hun risicoperceptie afneemt (Pojar et al., 1975; Coulson, 1982; Meyer, 2006; Huijser, et al. 2015). Dergelijke borden verliezen daardoor hun waarschuwende waarde, zeker op trajecten waar zelden daadwerkelijk wild wordt waargenomen. Een aantal studies laat echter zien dat waarschuwingsborden in bepaalde situaties wél een positieve bijdrage kunnen leveren. Zo rapporteerde Sullivan et al. (2004) tijdens de migratieperiode van herten in Noord-Amerika een reductie van circa 50% in aanrijdingen op wegvakken met tijdelijke, knipperende waarschuwingsborden, hoewel het effect in het tweede jaar afnam door gewening. Ook Bond en Jones (2013) en Rytwinski et al. (2016) bevestigden dat het effect van waarschuwingsborden inconsistent is, maar dat tijdelijke of dynamische borden beter presteren dan permanente.

Veldonderzoek wijst erop dat verbeterde of grotere borden, bijvoorbeeld met reflecterend materiaal, knipperlichten of tijdsgebonden activatie, een kleine verlaging van de rijsnelheid kunnen veroorzaken (Huijser et al., 2015; Bond & Jones, 2013).

Vroege waarschuwingsdetectiesystemen

Vroege waarschuwingsdetectiesystemen (VWDS) zijn technologische maatregelen die worden ingezet om aanrijdingen met grote dieren, zoals reeën, te verminderen door bestuurders te waarschuwen voor de daadwerkelijke aanwezigheid van reeën nabij de weg. In functionele zin werken deze systemen als een geleide wildoversteekplaats, vergelijkbaar met een ecopassage. Om deze functie te vervullen worden VWDS altijd toegepast in combinatie met rasters, die dieren langs de weg geleiden en ertoe bijdragen dat reeën de weg oversteken op de locatie waar het detectiesysteem is geplaatst. Daarmee wordt de kans vergroot dat oversteekbewegingen plaatsvinden op vooraf ingerichte en beheersbare locaties.

VWDS onderscheiden zich van andere wildwaarschuwingsystemen doordat zij uitsluitend worden geactiveerd bij daadwerkelijke detectie van dieren, terwijl (dynamische) verkeersborden werken op basis van tijdsvensters, seizoenspatronen of algemene risicoprofielen zonder directe detectie van wild. VWDS maken gebruik van verschillende typen sensoren, waaronder radar-, infrarood- en bewegingsdetectoren, die dieren detecteren binnen een afgebakende detectiezone langs de weg. De reikwijdte van deze detectiezone is zeer beperkt en bedraagt doorgaans enkele tientallen meters aan weerszijden van de weg, afhankelijk van het type sensor, de aanwezige begroeiing, landschappelijke inrichting en de plaatsing. Buiten deze zone vindt geen detectie plaats, waardoor de effectiviteit van het systeem direct samenhangt met een zorgvuldige positionering van rasters en het maximaliseren van de detectie door afwezigheid van andere structuren zoals fietspaden, bebouwing, bomen en andere begroeiing hoger dan 20 cm.

Bij detectie van een ree worden waarschuwingssignalen, zoals knipperlichten of dynamische informatiepanelen, geactiveerd om weggebruikers te attenderen op een tijdelijk verhoogd aanrijdingsrisico. Vergelijkbaar met een op beweging geactiveerde lamp. Deze gerichte waarschuwing kan leiden tot verhoogde alertheid en een tijdelijke verlaging van de rijsnelheid. Uit internationale studies blijkt dat VWDS samen met rasters lokaal en onder specifieke omstandigheden effectief kunnen zijn. Zo rapporteerde een Zwitserse studie een afname van 82% in aanrijdingen met grote hoefdieren op zeven locaties waar

dierdetectiesystemen waren geïnstalleerd (Kistler, 1998; Huijser et al., 2008). In de Verenigde Staten toonde een op Doppler-radar gebaseerd systeem aan dat tussen de 58,1% en 85% van de herten tijdig werd gedetecteerd, wat resulteerde in een meetbare verlaging van de rijnsnelheid van automobilisten, met name onder complexe verkeersomstandigheden (Huijser et al., 2006). In Minnesota leidde de inzet van een detectiesysteem tot een afname van 75% in aanrijdingen met herten in het eerste jaar na implementatie (Podgorski & Huijser, 2020).

Tegelijkertijd laten evaluaties zien dat de effectiviteit van VWDS sterk afhankelijk is van de lokale context, waaronder de landschappelijke inrichting, de plaatsing van rasters, de positionering van sensoren, de betrouwbaarheid van detectie en de mate waarin weggebruikers adequaat reageren op de waarschuwingssignalen. Technische beperkingen, storingen en onderhoudsgevoeligheid kunnen de betrouwbaarheid en continuïteit van deze systemen aantasten. In Californië werd een dierdetectiesysteem uiteindelijk verwijderd vanwege aanhoudende technische en operationele problemen die de effectiviteit beperkten (Huijser et al., 2009).

Ook in Nederland zijn zowel op de Veluwe als in Overijssel ervaringen opgedaan met systemen waarbij dynamische waarschuwingssystemen werden gecombineerd met fauna-detectie. Uit evaluaties blijkt dat ook hier factoren zoals storingsgevoeligheid, beperkte detectiebetrouwbaarheid en relatief hoge aanleg- en onderhoudskosten de toepasbaarheid en effectiviteit in de praktijk begrenzen (Van der Grift et al., 2019). In het rapport Monitoring wildwaarschuwingssysteem 2012 in Overijssel (De Roo, & Zekhuis, 2012) wordt bovendien op alle onderzochte locaties een zeer beperkt aantal waargenomen oversteekbewegingen gemeld, wat suggereert dat met name de aanwezige rasters de oversteekfrequentie sterk hebben beperkt, in plaats van dat oversteekbewegingen zijn geconcentreerd ter hoogte van het VWDS. Hierdoor kan het waargenomen effect niet eenduidig aan het detectiesysteem worden toegeschreven. Gelet op deze bevindingen worden vroege waarschuwingssystemen beschouwd als ondersteunende verkeersmaatregel, die op specifieke locaties en in combinatie met rasters een bijdrage kunnen leveren aan het verminderen van aanrijdingen, maar geen zelfstandig of redelijk alternatief vormen voor populatie- en gebiedsgericht beheer om aanrijdingen te voorkomen. Bij toepassing is het als alternatief voor een ecopassage gezien de beperkte kosten de overweging waard hierbij zijn wel een zorgvuldige locatiekeuze, een testfase en periodieke evaluatie essentieel om ook werkelijk als ecologische oversteekplaats te functioneren en een gevoel van schijnveiligheid te voorkomen.

Overgang van zomer- naar standaardtijd

Standaardtijd is gebaseerd op de geografische tijdzone, terwijl zomertijd een aangepaste tijd is waarbij de klok één uur vooruit wordt gezet om 's avonds langer daglicht te hebben. Twee keer per jaar wordt de klok met één uur vooruit (maart) of achteruit (oktober) gezet. Deze wijziging leidt tot een abrupte verschuiving in het dagelijkse activiteitspatroon van mensen ten opzichte van het gedrag van wilde dieren, wat gevolgen kan hebben voor het aantal aanrijdingen met dieren (Ellis et al., 2016). Verschillende internationale studies hebben deze relatie onderzocht, met name gericht op soorten zoals herten (Cunningham et al.,

2022; Ellis et al., 2016; Abeyrathna en Langen, 2021). Een analyse van meer dan 1 miljoen aanrijdingen met herten in de Verenigde Staten toonde aan dat het aantal aanrijdingen 14 keer hoger is twee uur na zonsopgang dan twee uur ervoor (Cunningham et al., 2022).

De overgang van zomertijd naar standaardtijd, waarbij de klok één uur achteruit werd gezet, zorgde voor een verschuiving van de verkeerspiek van daglicht naar duisternis, wat leidde tot een toename van 16% in het aantal aanrijdingen met herten. De studie concludeerde dat het permanent invoeren van zomertijd in de VS jaarlijks ongeveer 36.550 aanrijdingen met herten, 33 dodelijke slachtoffers, 2.054 verwondingen en \$1,19 miljard aan schade door aanrijdingen zou kunnen voorkomen (Cunningham et al., 2022). Ook in Nederland is na de overgang van zomertijd naar standaardtijd een toename in het aantal aanrijdingen met hoefdieren zichtbaar. Studies suggereren dat het afstemmen van menselijke activiteiten op risicovolle wegen, gedurende deze overgang, het aantal aanrijdingen met dieren kan verminderen. Dit kan worden bereikt door het verkeer tijdens deze risicovolle periode te beperken of door rondom de overgang naar standaardtijd extra waarschuwingssystemen en snelheidscontroles toe te passen. De consensus is daarmee dat waarschuwingssystemen een beperkte maar reële bijdrage kunnen leveren aan het verminderen van aanrijdingen met reeën, mits gericht worden geplaatst op locaties met aantoonbaar verhoogd risico en waar mogelijk worden gecombineerd met dynamische activatie of snelheidsverlaging.

Verlagen van de toegestane snelheid

Het verlagen van snelheidslimieten is één van de meest directe maatregelen om het aantal aanrijdingen met wild te verminderen. Lagere snelheden vergroten de reactietijd van bestuurders, verkorten de remafstand en verlagen de impactenergie bij een botsing, waardoor zowel de kans als de ernst van aanrijdingen afneemt (Meisingset, Løe, Brekkum & Mysterud, 2014; D'Amico, Román, de Los Reyes & Revilla, 2015). Internationale studies tonen consequent aan dat trajecten met lagere snelheidslimieten minder aanrijdingen met wild kennen, vooral wanneer de snelheidsbeperking gericht wordt toegepast in risicogebieden of tijdens periodes met verhoogde dieractiviteit (Riginos, Jessen & Sedgwick, 2022; Visintin, Ramp & McCarthy, 2018). Zo vonden Gunson et al. (2009) dat het verlagen van de limiet van 90 km/u naar 70 km/u in aanrijdingsgevoelige zones het aantal botsingen met grote zoogdieren met ongeveer 50% deed dalen. Meisingset et al. (2014) rapporteerden vergelijkbare resultaten in Noorwegen, waar lagere limieten in combinatie met het vergroten van zicht en bermvrijheid leidde tot een duidelijke afname van aanrijdingen met elanden.

Daarnaast verminderen lagere snelheden niet alleen het aantal botsingen, maar ook de ernst van incidenten. D'Amico et al. (2015) tonen aan dat zelfs kleine verlagingen van de snelheid het overlevingspercentage van dieren aanzienlijk verhogen en materiële schade beperken. Het effect is vooral relevant in schemer- en nachtelijke uren, wanneer reactietijden kort zijn en veel wild actief is. Hoewel naleving en acceptatie cruciale voorwaarden blijven (Sullivan et al., 2004), laat de literatuur zien dat snelheidsverlaging vooral effectief wordt wanneer deze gepaard gaat met visuele prikkels of fysieke inrichting die bestuurders aanzet tot vertragen (bijv. bebording, flitspalen,

snelheidsdisplays, wegversmallingen of drempels) (Ruiter, 2019; Visintin et al., 2018). Het positieve gedragseffect wordt versterkt als bestuurders de maatregel als geloofwaardig en locatie-specifiek ervaren, bijvoorbeeld op trajecten waar regelmatig reeën oversteken. In Drenthe is het merendeel van de buitenwegen reeds ingericht als 60-km-zone, met aanvullende snelheidsremmende maatregelen op risicovolle trajecten (zie ook Figuur 7.1).

Overzichtelijke bermstructuren

Een deel van de aanrijdingen met reeën ontstaat doordat bestuurder en ree elkaar te laat zien. Maatregelen die het zichtveld langs de weg vergroten, zijn daarom vooral maatregelen die zich richten op de waarnemingsmogelijkheden van de bestuurder. Uit verschillende Europese en Noord-Amerikaanse studies blijkt dat dichte, hoge of struikrijke bermen de detectieafstand voor bestuurders verkorten en dat wegvakken met veel opgaande vegetatie direct langs de rijbaan vaker ongeval-clusters met hoefdieren laten zien dan open bermen (Rea, 2003; Seiler, 2003; Keken et al., 2019; Pagany, 2020). Een opener bermprofiel vergroot de tijd waarbinnen een bestuurder een overstekend of langs de weg staand dier kan herkennen en hierop kan remmen of uitwijken. Dit effect is vooral relevant in schemering en nacht, wanneer veel reeën actief zijn en het zicht laag is (Rea, 2003). In Noorwegen en Zweden is bovendien vastgesteld dat weg- en bermvakken waar begroeiing binnen enkele meters van de weg wordt verwijderd een lager aantal eland-/hert-aanrijdingen laten zien dan vergelijkbare wegvakken waar de begroeiing is blijven staan (Seiler, 2003; Langbein, 2025). Het recente Schotse overzicht naar wildaanrijdingsmaatregelen concludeert daarom dat het verwijderen van hoog struikgewas en bosranden (zover als praktisch haalbaar) één van de goedkoopste en meest direct toepasbare bestuurdersgerichte maatregelen is, mits dit gebeurt op trajecten waar veel aanrijdingen optreden (Langbein, 2025).

7.2.2 Maatregelen gericht op reeën

Wildreflectoren, -spiegels en verlichting

Wildreflectoren, ook wel wildspiegels genoemd, zijn kleine reflecterende elementen die aan paaltjes langs de weg worden gemonteerd. Ze weerkaatsen het koplamplicht van passerende voertuigen naar de berm, met de bedoeling overstekende dieren af te schrikken of te laten wachten. In Nederland worden vooral witte en rode Swareflex-prisma's en recentelijk ook bewegende ITEK-wildreflectoren gebruikt. Deze maatregel is relatief kostenefficiënt, met kosten van ongeveer €7–8 per reflector en circa €1.450 per kilometer voor installatie (Schoon, 2011). Wildreflectoren zijn op talrijke locaties geplaatst door provincies en wegbeheerders (Ooms, 2010). Ondanks de brede toepassing is er geen overtuigend wetenschappelijk bewijs dat wildreflectoren effectief zijn in het verminderen van aanrijdingen met dieren. De meeste aanrijdingen vinden plaats in de schemering, terwijl onderzoek van Brieger en Kröschel (2013) aantoont dat wildreflectoren het meest effectief zijn gedurende de nacht.

Een literatuurevaluatie uit 2015 concludeerde dat er geen overtuigend effect kon worden aangetoond en dat de theorie achter wildspiegels op twijfelachtige aannames beruiste (D'Angelo en Van der Ree, 2015). Reeds in 2006

wezen studies er al op dat reflectoren geen meetbare afname van het aantal aanrijdingen opleverde (D'Angelo et al., 2006; review door D'Angelo en Van der Ree, 2015; Bente et al., 2018a). Brieger et al. (2016) voerden een her-analyse uit van eerdere data en vonden geen verband tussen reflectoren en een daling van het aantal aanrijdingen. Een vervolgonderzoek (Brieger et al., 2017) concludeerde dat reeën niet anders reageerden op blauwe reflectoren en dat er geen gedragsverandering optrad die aanrijdingen zou kunnen voorkomen. Recente studies uit Duitsland ondersteunen deze bevindingen. Onderzoek van Kämmerle et al. (2017) en Bente et al. (2018a en 2018b) liet geen verschil zien in het oversteekgedrag of een vermindering van het aantal aanrijdingen met reflectoren. Deze consistente resultaten hebben geleid tot de brede conclusie dat wildreflectoren en spiegels geen effectief instrument zijn om het aantal aanrijdingen met dieren te reduceren. Bijvoorbeeld in de provincie Fryslân is de toepasbaarheid van wildreflectoren onderzocht, waarbij werd geconcludeerd dat geen enkel type reflector, inclusief het 'virtual fence', een significante vermindering van het aantal aanrijdingen teweegbracht (Bente et al., 2018; Ruiter, 2019). Praktijkexperts merken op dat een eventueel effect van reflectoren waarschijnlijk te danken is aan verbeterd bermbeheer (door meer zicht) rond de plaatsing of aan kortstondige nieuwigheid, omdat dieren zich snel aanpassen (Van der Grift et al., 2019). Bovendien reflecteren reflectoren vaak suboptimaal het licht van koplampen naar de omliggende bermen door vervuiling, scheefstand of vandalisme, waardoor regelmatig onderhoud nodig is (Schoon, 2011). De voortzetting van het gebruik van reflectoren langs Nederlandse wegen lijkt vooral te worden gedreven door de lage kosten en maatschappelijke druk om actie te ondernemen na een aanrijding. Uit onderzoek is gebleken dat het plaatsen van (extra) wegverlichting geen effect op reeën heeft (Molenaar, de et al., 2003)

Akoestische afschrikmiddelen

Akoestische afschrikmiddelen zijn apparaten die geluiden uitzenden om grote dieren te ontmoedigen om wegen te naderen, met als doel de aanwezigheid van dieren nabij wegen te verminderen (D'Angelo en Van der Ree, 2015; Valitzki, 2007; Scheifele et al., 2003). Deze apparaten produceren verschillende soorten geluiden, waaronder frequenties in het ultrasone bereik. De effectiviteit van akoestische afschrikmiddelen bij het voorkomen van aanrijdingen is onderzocht in meerdere studies, met wisselende resultaten. Hertenfluitjes die ultrasone geluiden uitzenden bij naderende voertuigen zijn bijvoorbeeld niet effectief. Onderzoek toont aan dat herten ultrasone frequenties niet beter horen dan mensen en dat, zelfs wanneer een individueel dier het geluid waarneemt, dit meestal niet leidt tot het gewenste vermijdingsgedrag (Romin et al., 1992; Scheifele et al., 2003). Daarnaast reiken ultrasone geluiden slechts over korte afstand en worden ze gemakkelijk geblokkeerd door omgevingsfactoren zoals bomen en andere landschapselementen, wat de praktische bruikbaarheid beperkt. Diersoorten die wel gevoelig zijn voor ultrasone geluiden, zoals vlermuizen, kunnen hinder ondervinden van deze afschrikmiddelen. Wanneer frequenties binnen het echolocatiebereik van vlermuizen (20 kHz – 100 kHz) vallen, kan dit desoriëntatie, communicatieproblemen en vermijdingsgedrag veroorzaken. Het gebruik van ultrasone geluiden als afschrikmiddel dient daarom met terughoudendheid te worden toegepast, vooral in gebieden waar vlermuizen actief zijn.

Bermbeheer

Bermbeheer omvat de inrichting en het onderhoud van gronden die direct grenzen aan wegen, zoals eerder vermeld bij 'Overzichtelijke bermstructuren'. Bermen zijn doorgaans begroeid met grassen, struiken en andere vegetatie. Gericht bermbeheer kan het gedrag en de aanwezigheid van hoefdieren beïnvloeden. Studies tonen aan dat strategisch beheer van vegetatie langs wegen het risico op aanrijdingen kan verkleinen door het zicht voor bestuurders te verbeteren en de aantrekkelijkheid van bermen voor hoefdieren te verminderen (Seiler, 2005; Huijser et al., 2008). Gemaaid gras kan echter tijdelijk aantrekkelijk zijn voor reeën, omdat de nieuwe, sappige scheuten rijk zijn aan voedingsstoffen en gemakkelijk verteerbaar zijn, vooral kort na het maaien. Om de aantrekkelijkheid van bermen te verminderen, wordt geadviseerd om schraal grasland en taaie, voedingsarme planten zoals rietgras, struisgras, ruwe smele, veldbies en knooppkruid te gebruiken. Deze soorten hebben een lage voedingswaarde en een grove structuur, waardoor ze minder aantrekkelijk zijn voor reeën (Putman et al., 2004). In Drenthe wordt bermbeheer op verschillende methoden toegepast (zie ook Figuur 7.2).

Olfactorische afweermiddelen

Olfactorische afweermiddelen zijn chemische stoffen die langs wegen worden toegepast om grote dieren te ontmoedigen wegen te benaderen of kruisen (Bil et al., 2019). Deze middelen bootsen doorgaans de geur na van natuurlijke predatoren zoals wolven, beren en lynxen, met het doel dat prooidieren deze geuren associëren met gevaar en daardoor vermijdingsgedrag vertonen. Het principe is dat dieren bij het detecteren van deze geuren verhoogde waakzaamheid tonen, wat kan leiden tot een afname van wegkruisingen in behandelde gebieden. De werking van olfactorische afweermiddelen berust op verschillende mechanismen, waaronder neofobie (angst voor nieuwe stimuli), sensorische irritatie, geconditioneerde aversie en smaakmodificatie (Keken et al., 2024; Finnerty et al., 2022). De effectiviteit hangt af van de motivatie van het dier om de weg over te steken; tijdens perioden van voedselgebrek of paartijd kan deze motivatie sterker zijn dan de afschrikkende werking van de geur (Bil et al., 2019). In de praktijk worden olfactorische afweermiddelen langs wegen aangebracht via behandelde houten palen of biologisch afbreekbare materialen, zoals met afweermiddel geïmpregneerde bastrollen. De effectiviteit wordt beïnvloed door de concentratie van de geurstoffen, de afstand tussen de applicatiepunten en de frequentie van vernieuwing. Vluchtige verbindingen in de afweermiddelen degraderen door blootstelling aan regen, wind en temperatuurfluctuaties, waardoor regelmatige vernieuwing noodzakelijk, maar ook kostbaar is om de effectiviteit te behouden. Onderzoek suggereert dat vernieuwing om de veertien dagen nodig kan zijn om gewenning en afname van geurconcentratie te voorkomen. De wetenschappelijke literatuur over de effectiviteit van olfactorische afweermiddelen geeft een wisselend beeld. Sommige studies rapporteren een significante afname van het aantal aanrijdingen met hoefdieren na toepassing van deze middelen. Zo werd in een recent onderzoek uit 2024 een afname van het aantal aanrijdingen met hoefdieren vastgesteld op basis van een tweejarige monitoring van karkassen (Bil et al., 2024). Dit onderzoek rapporteerde een vermindering van 26% tot 43% in het aantal aanrijdingen

met reeën en wilde zwijnen na toepassing van olfactorische afweermiddelen. Andere studies tonen echter geen duidelijk effect aan (Faltusová et al., 2024). In een Deense studie werd bijvoorbeeld geen verschil gevonden in het aantal bezoeken door reeën aan behandelde en onbehandelde percelen (Elmeros et al., 2011). GPS-onderzoek naar het gedrag van zes reeën over vijf maanden toonde eveneens geen afname van de oversteekfrequentie bij behandelde gebieden (Bil et al., 2020). Dit wijst erop dat het effect van olfactorische afweermiddelen sterk contextafhankelijk is.

Gewenning vormt daarnaast een uitdaging; dieren kunnen na verloop van tijd gewend raken aan de geur, waardoor het effect afneemt. Hoewel olfactorische afweermiddelen potentie tonen als maatregel ter vermindering van aanrijdingen met hoefdieren, lijken ze het meest effectief bij gerichte, tijdelijke toepassing op bekende oversteekplaatsen tijdens piekperiodes van dieractiviteit. Verdere studies naar de effectiviteit van verschillende geurcombinaties, toepassingsmethoden en heraanbrengingsintervallen zijn nodig om de effectiviteit en praktische toepasbaarheid van olfactorische afweermiddelen voor het Nederlandse landschap beter te onderzoeken (Keken et al., 2024; Finnerty et al., 2022).

7.2.3 Fysieke scheiding

Rasters

Rasters worden toegepast om schade door reeën aan flora en verkeersincidenten met reeën te verminderen. Het primaire doel van ree-werende rasters is het fysiek verhinderen dat deze dieren specifieke gebieden of wegen betreden. Om effectief te zijn, moeten rasters een hoogte hebben van ten minste 1,5 tot 2,5 meter (Putman et al., 2004). Hoewel dergelijke rasters de kans op aanrijdingen aanzienlijk verminderen, zijn ze vrijwel nooit volledig sluitend, onder meer omdat volledige afsluiting van leefgebieden ecologisch onwenselijk is vanwege het beperken van migratiemogelijkheden (Seiler, 2005; Putman et al., 2004). Een andere reden is dat het insluiten van wegen met rasters door hun omvang kan leiden tot een dierentuineffect, waarbij reeën langs de hekken blijven lopen op zoek naar een doorgang. Dit kan ertoe leiden dat de rasters zich uitstrekken tot diep in verstedelijkt gebied, omdat reeën anders doorgaan met het volgen van de hekken totdat ze een mogelijkheid vinden om over te steken. Verschillende studies tonen aan dat rasters, mits goed ontworpen en onderhouden, het aantal wildaanrijdingen aanzienlijk verminderen (Clevenger et al., 2001; McCollister en Van Manen, 2010; Rytwinski et al., 2016). Zo rapporteerden Huijser et al. (2016) in een overzichtsstudie een reductie van 80% tot 90% in wildaanrijdingen bij wegen die waren voorzien van adequate rasters in combinatie met wildroosters en faunapassages. Ondanks hun effectiviteit brengen rasters praktische en ecologische nadelen met zich mee. Ze kunnen landschappelijk storend zijn en de belevingswaarde voor recreanten verminderen (Clevenger & Waltho, 2000).

Rasters kunnen ook de veiligheid van weggebruikers in gevaar brengen doordat ze het gedrag van dieren en verkeerssituaties op een negatieve manier beïnvloeden. Dieren die tussen het hek en de weg terechtkomen, kunnen in paniek raken en onvoorspelbaar reageren, wat het risico op herhaald oversteken en aanrijdingen verhoogt. Daarnaast kunnen rasters dieren naar ongewenste of

gevaarlijke oversteekplaatsen leiden, waardoor het risico op confrontaties met voertuigen toeneemt. Bijvoorbeeld kunnen openingen in de rasters leiden tot clustering van aanrijdingen bij specifieke oversteeklocaties, waardoor de effectiviteit van afrastering lokaal afneemt (Van der Ree et al., 2015; Cserkés et al., 2013). Bovendien beperken rasters de uitwijkmogelijkheden voor automobilisten, wat de kans op ernstige ongevallen vergroot wanneer een bestuurder moet uitwijken. Hekwerken dienen op voldoende afstand van de weg te worden geplaatst om deze risico's te beperken. In een open landschap kan dit echter tot problemen leiden, omdat grondeigenaren bezwaar kunnen maken tegen het plaatsen van ree-werende rasters op hun terrein. Ook kunnen hekwerken onbedoeld migratiepatronen van andere diersoorten verstoren (Van der Grift et al., 2019). Het ontbreken van voldoende passages verhoogt het risico op habitatfragmentatie, wat de genetische diversiteit en overlevingskansen van populaties kan verminderen (Hepenstrick et al., 2012; De Jong et al., 2020). Daarom wordt aanbevolen om rasters voornamelijk te plaatsen langs snelwegen (>80 km/u) en drukke provinciale wegen, en minder langs kleinere lokale wegen vanwege de beperkte ruimtelijke mogelijkheden en landschappelijke impact.

De aanlegkosten van ree-werende rasters zijn aanzienlijk en worden geschat op ongeveer €15-40 per strekkende meter. Daarnaast vereisen deze rasters structureel onderhoud, zoals het vrijhouden van vegetatie en het herstellen van beschadigingen, om hun functionaliteit langdurig te waarborgen (Huijser et al., 2016). Daardoor hangt de effectiviteit van rasters sterk af van hun ontwerp, onderhoudstoestand en de combinatie met aanvullende maatregelen zoals faunapassages en snelheidsreducties (Seiler & Helldin, 2006). Praktijkonderzoek benadrukt daarom dat het succes van rasters afhankelijk is van de integratie met faunapassages, zodat migratieroutes van reeën en andere diersoorten behouden blijven. In Drenthe worden rasters op verschillende manieren toegepast rondom natuurgebieden, bijvoorbeeld in combinatie met ecoducten op de N48 en A28, of faunapassages op de A37. De aanleg van rasters vereist doorgaans lange, aaneengesloten trajecten die vaak over percelen van verschillende eigenaren lopen, wat in het versnipperde Drentse landschap kan leiden tot juridische en praktische knelpunten. Daarnaast staat het provinciale beleid gericht op openheid van het landschap en ecologische verbindingen haaks op het grootschalig afrasteren van leefgebieden, waardoor structurele uitbreiding van rastermaatregelen in veel gebieden niet haalbaar is.

Ecoducten en faunatunnels

Faunapassages, waaronder overbruggingen en onderdoorgangen zijn speciaal ontworpen doorgangen en sluiten met name aan op de bewegingspatronen van hoefdieren en andere zoogdieren. Het doel is hiermee om dieren een veilige overgang te bieden zonder risico voor verkeersaanrijdingen. Daarnaast zijn faunapassages essentieel voor het waarborgen van genetische uitwisseling tussen populaties, waarmee zij bijdragen aan het behoud en de versterking van biodiversiteit op landschapsniveau. Om effectief te zijn, worden passages gecombineerd met afrasteringen (rasters) langs de weg. De rasters voorkomen dat dieren alsnog de weg betreden en geleiden ze naar de passage (trechtereffect). Onderzoek toont aan dat deze combinatie zeer effectief is: in Noord-Amerikaanse en Zweedse studies verminderden tunnels met rasters

aanrijdingen met ongeveer 86% en zelfs tot bijna 100% bij goed ontworpen wildviaducten met aansluitende hekken (Dodd et al., 2004 en 2007; Olsson et al., 2008; Huijser et al., 2009). Een recente Nederlandse review bevestigt dat passages (tunnels/ecoducten) in combinatie met rasters de grootste reductie in wildaanrijdingen kan opleveren (van der Grift et al., 2019).

Goed geplaatste faunapassages inclusief rasters hebben de potentie om aanrijdingen te voorkomen zonder dat dit leidt tot verlies van biodiversiteit. Rasters langs wegen zonder (voldoende) passages leiden juist tot isolatie van populaties waardoor de lokale biodiversiteit onder druk komt te staan. Daarom wordt benadrukt dat hekken altijd gepaard moeten gaan met doorgangen. De bouw van grote ecoducten in het landschap is kostbaar. De aanlegkosten van ecoducten liggen in de orde van miljoenen euro's per stuk (vaak €1-5 miljoen of meer, afhankelijk van breedte en locatie). Grote faunatunnels of cerviducten zijn doorgaans goedkoper dan brede ecoducten, maar vergen nog steeds forse investeringen in civiele werken en rasters. Hoewel de kosten hoog zijn, hebben ecoducten en tunnels daarentegen wel een lange levensduur en relatief lage onderhoudskosten (Ooms, 2010).

In Nederland zijn sinds de jaren '90 tientallen ecoducten gerealiseerd, mede onder beleid om versnippering tegen te gaan. De praktijk leert dat waar deze zijn aangelegd (bijv. Veluwe) het aantal aanrijdingen met groot wild lokaal sterk is afgenomen, hoewel kwantitatieve effectmetingen soms lastig zijn door gebrek aan controlegegevens. Het blijft essentieel om kritisch te kijken waar zulke oplossingen echt nodig zijn, met name op rasterloze autowegen met een snelheid van ≥ 80 km/h (Ooms, 2010). Daarnaast is het van belang dat passages zoals faunatunnels van voldoende grootte zijn om daadwerkelijk te worden gebruikt door reeën. In theorie en praktijk behoren ecoducten en faunatunnels met rasters tot de meest effectieve maatregelen tegen wildaanrijdingen (Groot Bruinderink, 2008; Forman et al., 2003). Ze scheiden verkeer en wild volledig, wat een reductie van ongevallen tot meer dan 80% kan geven. Belangrijk is wel aandacht voor dynamiek in de leefomgeving (voldoende passages om isolatie te voorkomen), de esthetische gevolgen en hoge kosten. Gezien hun effectiviteit worden zulke investeringen vooral op hotspots overwogen met veel ongevallen of bij nieuwe infrastructuurprojecten, waarbij kosteneffectiviteitsanalyses vaak positief uitvallen als menselijke letsels en faunaschade worden meegerekend (Huijser et al., 2007).

Wildroosters

Op toegangswegen of zijwegen worden vaak wildroosters geplaatst als "onderbreking" van rasters, zodat auto's of fietsers kunnen passeren maar groot wild niet. Wildroosters houden (grote) hoefdieren waaronder reeën doorgaans effectief tegen (VerCauteren et al., 2009; Gagnon et al., 2018). Wel moeten ze de juiste afmetingen hebben (latafstand aangepast op diersoort) en goed aansluiten op hekken om gaten te voorkomen. De combinatie van rasters en wildroosters dient zorgvuldig ontworpen te zijn om ontsnappingsroutes voor dieren te minimaliseren (van der Grift et al., 2019).

Boomkorven en Manchetten

Voor individuele bomen en waardevolle beplanting bieden boomkorven van kunststof of geweven draad effectieve beschermingsopties, vooral tijdens kwetsbare groeifasen

(Potter, 1991; Stuhlinger, 2013). Boomkorven zijn stevige, meestal metalen of kunststof structuren die volledig rondom de boom worden geplaatst om schade door vraat en schuren van (grote) hoefdieren, zoals reeën, te voorkomen. Ze vormen een fysieke barrière die voorkomt dat dieren direct contact maken met de stam en takken.

Manchetten daarentegen zijn kleinere beschermers die direct om de stam worden gewikkeld of geplaatst. Ze zijn meestal gemaakt van kunststof of rubber en beschermen voornamelijk tegen schuren en knaagschade door kleinere dieren, zoals konijnen, hazen en muizen, ze zijn door hun kwetsbaarheid en omvang niet effectief voor hoefdieren. Manchetten zijn eenvoudiger te plaatsen en te onderhouden, maar bieden minder bescherming tegen grotere dieren. Deze gerichte bescherming met boomkorven is vaak kostenefficiënter dan volledige omheiningen, vooral in gebieden met verspreide aanplant. Bij het kiezen van fysieke barrières is het belangrijk om niet alleen rekening te houden met het gedrag van reeën, maar ook met de mogelijke impact op andere diersoorten en het benodigde onderhoud op lange termijn (van der Grift et al., 2019).

7.3 Toegepaste vergunningsvrije beheer-maatregelen

In de provincie Drenthe zijn door de provincie en wegbeheerders, in samenwerking met terreinbeherende organisaties, wilbbeheereenheden en de Faunabeheereenheid, diverse maatregelen getroffen ter verbetering van de verkeersveiligheid en het behoud van ecologische samenhang. Figuur 7.1 toont een overzicht van toegepaste preventieve middelen die direct bijdragen aan het verminderen van wildaanrijdingen. Maatregelen waarvan de effectiviteit niet overtuigend is aangetoond, zoals wildspiegels, zijn daarbij buiten beschouwing gelaten, ook wanneer deze recent zijn geplaatst. De weergegeven voorzieningen omvatten fysieke faunapassages (zoals rasters, tunnels voor grofwild, ecoducten, oversteekplaatsen en wildroosters), aangepast bermbeheer en gedragsmaatregelen voor weggebruikers, waaronder waarschuwingssborden en snelheidsverlagingen. In totaal zijn in Drenthe honderden voorzieningen gerealiseerd ter beperking van aanrijdingen met reeën, waaronder minimaal 263 wildwaarschuwingssborden (J27), 3.512 kilometer aan wegen waar de maximumsnelheid is verlaagd naar 60 km/uur inclusief bebording (A01-60), en circa 140 kilometer reeewerend hekwerk langs A- en N-wegen (zie Figuur 7.1).

De rasters zijn primair bedoeld om aanrijdingen met hoefdieren te voorkomen en worden vaak gecombineerd met passages voor andere diersoorten, zoals de otter en de das. Ze bevinden zich onder meer langs de N48 bij Hoogeveen (met twee ecoducten), de N381 bij Witteveen en Hoogersmilde, de N34 bij Exloo en Westlaren, de N374 nabij Buinerveen, de N33 bij Ekehaar, de A37 bij Hollandscheveld en Klazienaveen, de A28 tussen Pesse en Spier (met een ecoduct bij Nationaal Park Dwingelderveld en richting Assen van Laaghalen tot Ubbena), en de A32 bij Nijeveen. Ook langs delen van het treintraject Assen-Groningen zijn rasters geplaatst. In de gehele provincie zijn daarnaast vaste waarschuwingssborden gecombineerd met snelheidsbeperkingen, onder andere in de buitengebieden

van Tynaarlo, Zuidlaren, Midlaren, Eexterveen, Drouwenerveen, Valthe, Sleen, Hollandscheveld, Zuidwolde, Meppel, Havelte, Dwingeloo, Roden, Anloo en Schoonloo. Snelheidsreductie vormt hierbij een belangrijk aanvullend instrument: in gebieden met verhoogd aanrijdingsrisico is waar mogelijk gekozen voor een maximumsnelheid van 60 km/uur. In meerdere gemeenten zijn deze 60 kilometerzones bewust ingezet als alternatief voor rasters, in combinatie met brede bermen en aangepast maaibeheer ter verbetering van zicht en verkeersveiligheid.

Grenzen aan preventie

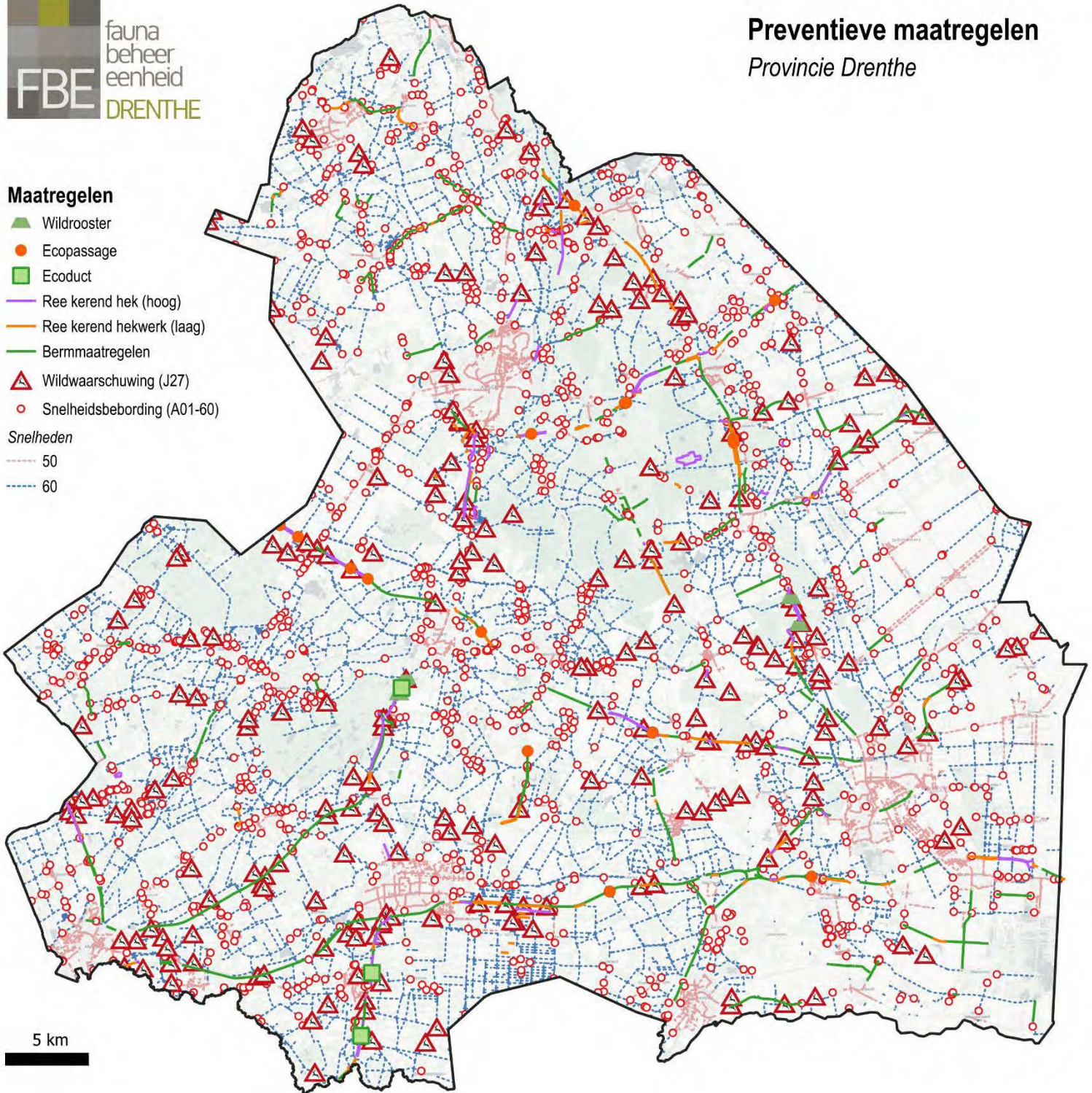
Preventieve en niet-lethale maatregelen zijn in de provincie Drenthe reeds op brede schaal toegepast en blijven een belangrijk onderdeel van het beleid. Deze maatregelen dragen bij aan risicoreductie, maar zijn naar hun aard veelal locatie gebonden, infrastructureel beperkt of slechts gedeeltelijk effectief. Gelet op de omvang van het wegennet, de landschappelijke verweving van leefgebieden en infrastructuur en de blijvend hoge aantallen aanrijdingen op specifieke trajecten, kan met preventieve maatregelen het resterende risico op verkeersongevallen met reeën niet tot een maatschappelijk aanvaardbaar niveau worden teruggebracht. Ondanks de brede inzet van dergelijke maatregelen registreert de Faunabeheereenheid nog steeds meer dan 600 aanrijdingen per jaar, waarmee het aantal aanrijdingen structureel boven het door de provincie gehanteerde aanvaardbare niveau voor verkeersveiligheid blijft. Tot op heden hebben preventieve maatregelen, afzonderlijk noch in combinatie, niet geleid tot een structurele daling van het aantal aanrijdingen onder deze grens. Maatregelen zoals snelheidsverlagingen, waarschuwingssystemen, zichtbeheer en faunarasters op knelpunten zijn daarmee essentieel, maar in de praktijk onvoldoende om het aanrijdingsrisico substantieel te reduceren. Dit beeld sluit aan bij ervaringen uit andere Europese regio's met hoge hoefdierdichtheden. Zo laat de meta-analyse van Gerhardt et al. (2013) zien dat dergelijke maatregelen regelmatig tekortschieten en dat aanvullend populatiebeheer noodzakelijk kan zijn om schade- en risiconiveaus tot een aanvaardbaar niveau terug te brengen. Van maatregelen die aantoonbaar slechts een gedeeltelijk effect sorteren, kan redelijkerwijs niet worden verlangd dat zij het resterende risico volledig wegnemen alvorens aanvullend beheer kan worden ingezet. In de komende planperiode is daarom gekozen voor een zorgvuldig gemotiveerde, data-gestuurde aanpak waarin beheer middels afschot niet op zichzelf staat, maar wordt ingezet als onderdeel van een breder samenhangend pakket aan verkeersveiligheidsmaatregelen. De noodzaak hiervan is onderbouwd met actuele gegevens over populatieontwikkeling, aanrijdingspatronen en de effectiviteit van preventieve voorzieningen. Alleen een combinatie van preventieve voorzieningen met doelgericht, ruimtelijk gespreid en tijdig uitgevoerd beheer biedt voldoende waarborg om het risico op aanrijdingen terug te brengen tot het provinciale streefniveau van maximaal 600 aanrijdingen. Daarbij verdient aandacht dat sommige preventieve middelen ongewenste neveneffecten kunnen hebben op andere soorten of ruimtelijke functies, wat hun toepassing begrenst.

Maatregelen

-  Wildrooster
-  Ecopassage
-  Ecoduct
-  Ree kerend hek (hoog)
-  Ree kerend hekwerk (laag)
-  Bermmaatregelen
-  Wildwaarschuwing (J27)
-  Snelheidsbebording (A01-60)

Snelheden

-  50
-  60



Figuur 7.1. Preventieve maatregelen in de provincie Drenthe. Overzicht van uitgevoerde maatregelen (peildatum 01-10-2025) die specifiek zijn bedoeld om verkeersaanrijdingen met reeën (wild) te voorkomen. Snelheidsbeperkingen zijn in dit geval 80>60 trajecten met (herhaalde) borden (A01-60) of zones. Rasters bestaan in Drenthe veelal uit uitgerasterde wegen, waarbij dit vaak rasters nabij natuurgebieden betreft maar in sommige gevallen ook een combineraster waar een sloot of talud is gecombineerd met het raster om passeren te ontmoedigen. Bebording in de provincie Drenthe is in bijna alle gevallen een overstekend grofwild waarschuwingbord (J27). *Peildatum geregistreeerde maatregelen 01-10-2025.*

Preventieve maatregelen - Detailkaart

Provincie Drenthe

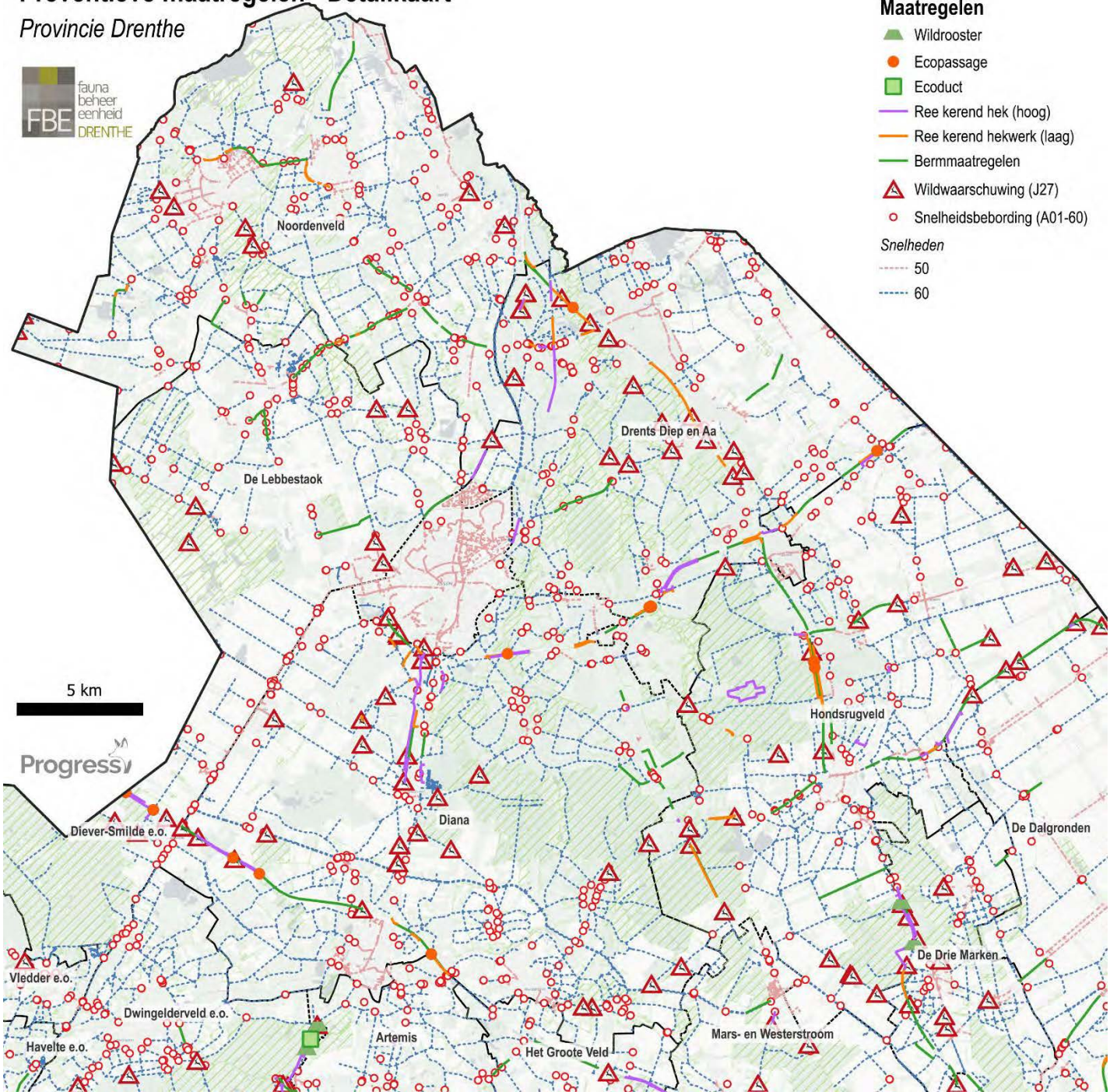


Maatregelen

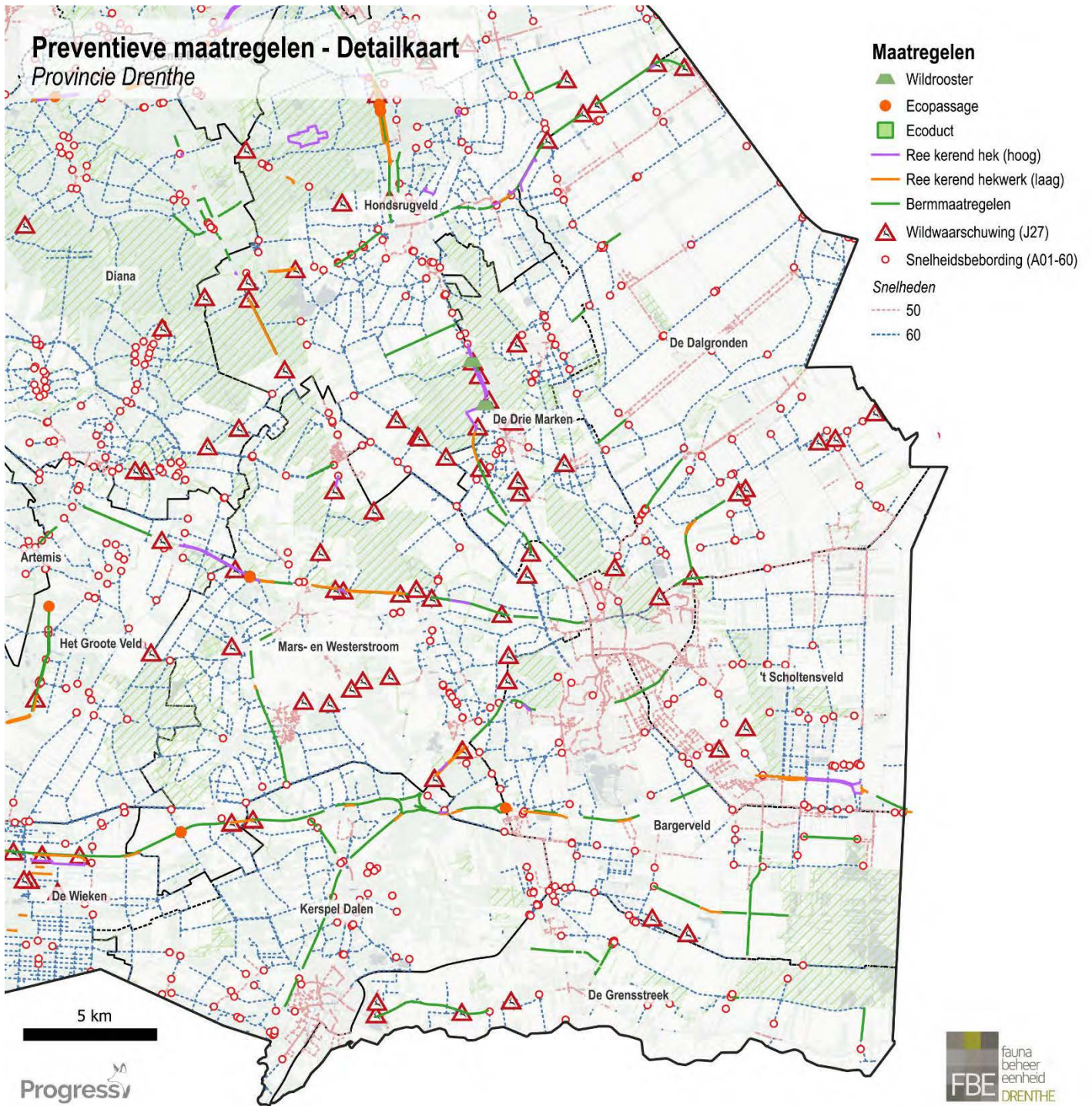
- Wildrooster
- Ecopassage
- Ecoduct
- Ree kerend hek (hoog)
- Ree kerend hekwerk (laag)
- Bermmaatregelen
- Wildwaarschuwing (J27)
- Snelheidsbeording (A01-60)

Snelheden

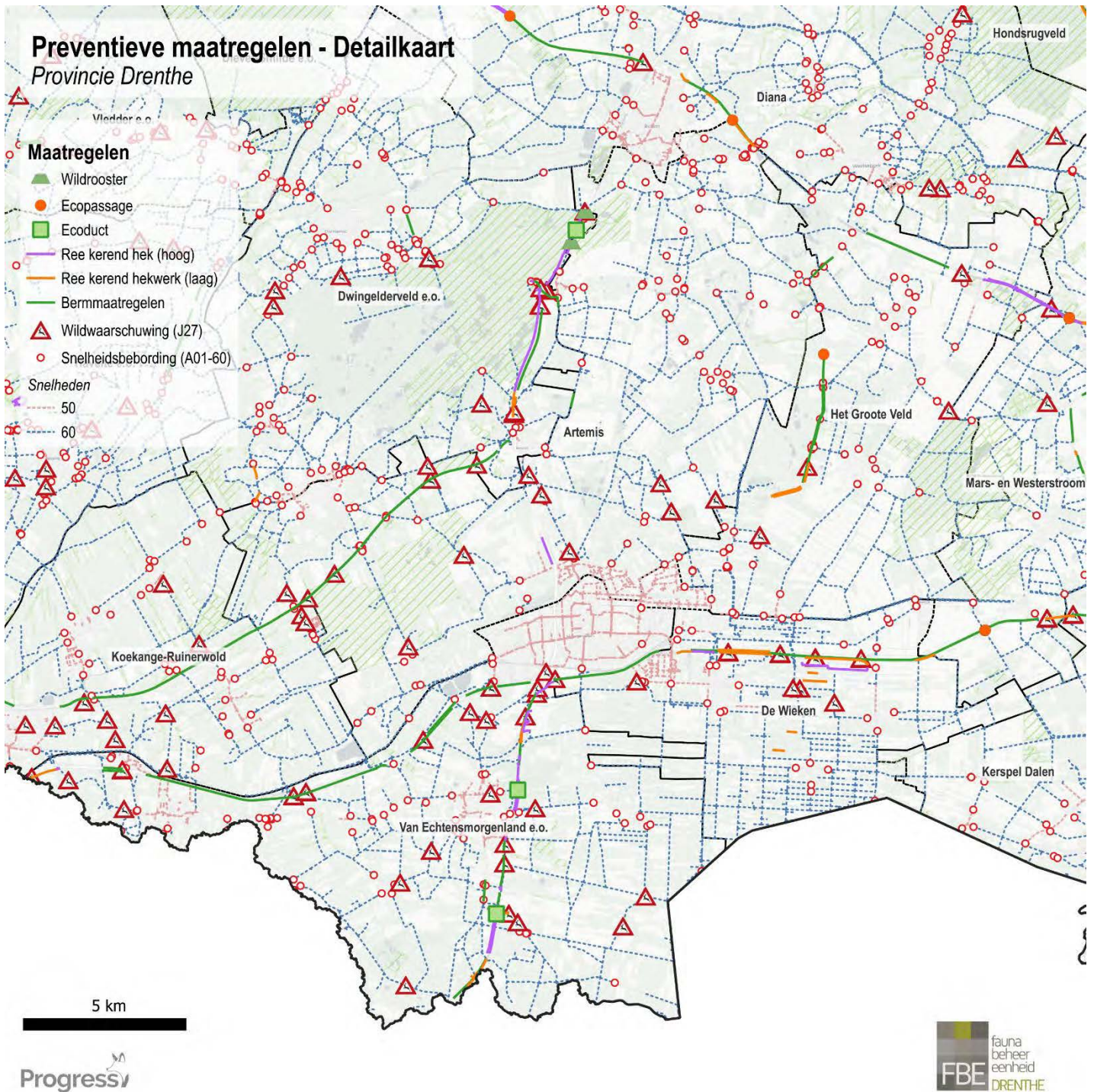
- 50
- 60



Figuur 7.1b. Detailkaarten uitgevoerde preventieve maatregelen in de provincie Drenthe. Noordelijke regio Drenthe.



Figuur 7.1b. Detailkaarten uitgevoerde preventieve maatregelen in de provincie Drenthe. Zuidoostelijke regio Drenthe.



Figuur 7.1b. Detailkaarten uitgevoerde preventieve maatregelen in de provincie Drenthe. Midden-zuidelijke regio Drenthe.

Preventieve maatregelen - Detailkaart

Provincie Drenthe

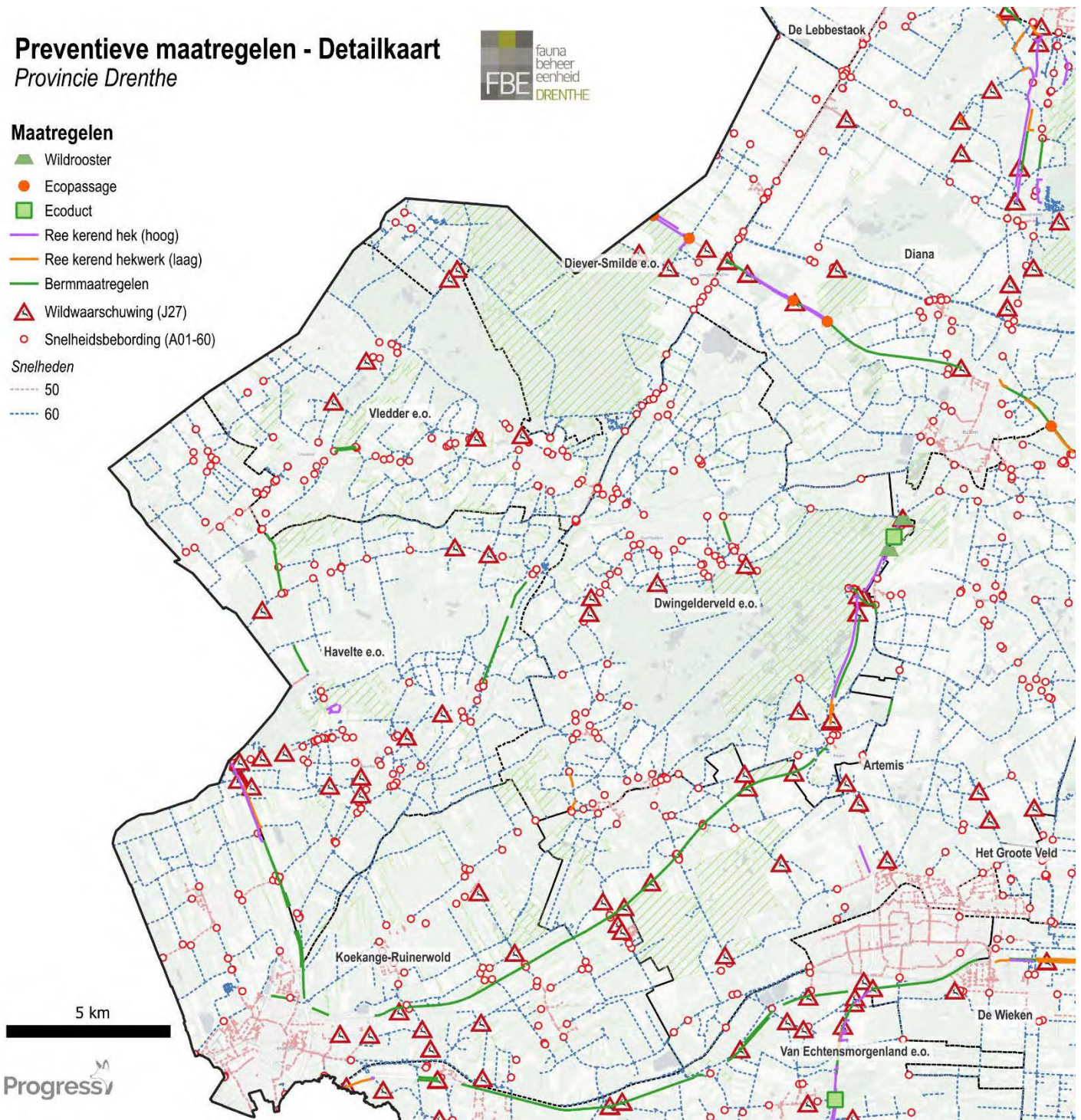


Maatregelen

- Wildrooster
- Ecopassage
- Ecoduct
- Ree kerend hek (hoog)
- Ree kerend hekwerk (laag)
- Bermmaatregelen
- ▲ Wildwaarschuwing (J27)
- Snelheidsbebording (A01-60)

Snelheden

- - - 50
- - - 60



Figuur 7.1b. Detailkaarten uitgevoerde preventieve maatregelen in de provincie Drenthe. Zuidwestelijke regio Drenthe.



Figuur 7.2. Voorbeelden van genomen maatregelen in de provincie Drenthe om verkeersaanrijdingen met reeën te voorkomen. Getoond zijn wegtrajecten waar in de afgelopen beheerperiode meer dan 1 aanrijding per jaar heeft plaatsgevonden, waarbij tegelijk of voorafgaand preventieve maatregelen zijn getroffen, zoals snelheidsverlaging, bebording, overzichtelijke bermstructuren en rasters.

7.4 Vergunningplichtige maatregelen

Het gebruik van afschot voor aantalsreductie

Afschot van reeën richt zich primair op aantalsreductie en gedragsmatige beïnvloeding ter vermindering van verkeersaanrijdingen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen aantalsreductie op populatieniveau en lokale aantalsreductie in gebieden rondom risicovolle wegen. Aantalsreductie op populatieniveau houdt in dat de populatiedichtheid binnen een leefgebied structureel wordt verlaagd om het totaal aantal wegkruisingen te verlagen. Lokale aantalsreductie richt zich op het verlagen van het aantal aanwezige reeën en het verlagen van de migratie in specifieke gebieden rondom wegen waar een verhoogd risico op aanrijdingen bestaat.

Gebiedsniveau

Verscheidende studies hebben de impact van aantalsreductie van hertachtigen op het verminderen van aanrijdingen onderzocht. In de Verenigde Staten leidde een verlaging van de dichtheid van het aantal witstaartherten in Wisconsin tot een afname van het aantal aanrijdingen, ondanks toenemend verkeer (Ishmael et al., 1993). In een andere studie resulteerde gecontroleerd afschot op witstaartherten in een gebied van 6000 hectare tot een 46% reductie van de populatiedichtheid en een daaropvolgende 30% daling in het aantal aanrijdingen in Minnesota, VS (Doerr et al., 2001; FHA, 2008). Toch zijn er ook meerdere studies waarin geen significante relatie tussen afschot en de afname van aanrijdingen is waargenomen (Case, 1978; Waring et al., 1991). Dit kan worden verklaard door variaties in populatiedynamiek tussen gebieden, aantalsontwikkeling over meerdere jaren (Anderson et al., 2021) en de beperkte omvang van het beheer (Tarjuelo et al., 2024).

Zonering / hotspotbenadering

Een recente Nederlandse studie van Van der Grift et al. (2024) toont geen aantoonbaar effect aan van afschot in zones rond risicovolle wegtrajecten ("hotspots") op het aantal aanrijdingen met reeën. In deze kleinschalige zoneringstudie was het uitvoeringsgebied beperkt tot stroken van slechts 250 meter aan weerszijden van de weg. Deze zone overlapt slechts gedeeltelijk met de territoria van lokaal aanwezige reeën, waardoor de effectiviteit van het afschot sterk afhankelijk is van een intensieve en rigide uitvoering. Omdat reeën zich over hun volledige territorium bewegen, moeten zij zich toevallig binnen de afschotzone bevinden om daadwerkelijk te kunnen worden geschoten. De natuurlijke schuwheid van reeën en hun schemer- en nachtelijke activiteitspatroon maken dit extra uitdagend. In de praktijk leidde dit ertoe dat per risico tracé minder dan tien dieren werden geschoten—onvoldoende om de lokale dichtheid substantieel te verlagen. Daarbij zorgt het wegvallen van één territorium doorgaans voor een snelle herverdeling vanuit omliggende gebieden, waardoor structurele verlaging van de dichtheid langs wegen enkel mogelijk is bij continu beheer.

Hoewel het beperkte beheer in de studie van Van der Grift et al. (2024) geen meetbaar effect opleverde, wijzen internationale studies en praktijkervaring uit dat gericht afschot op gebiedsniveau van voldoende omvang wél effectief kan zijn, mits dit van voldoende omvang is in relatie tot het leefgebied van reeën en structureel wordt toegepast (Danielson & Hubbard, 1998; Sullivan & Messmer, 2003; Hedlund et al., 2004; Kilgo et al., 2020). Zo liet een recente

studie in Indiana (VS) zien dat versoepelde jachtregels zoals langere beheerperiodes en hoger afschot binnen geselecteerde zones resulteerde in een afname van 21% in het aantal aanrijdingen over 618 kilometer aan risicovolle wegen, wat overeenkomt met circa 70 vermeden botsingen over vijf jaar (Delisle et al., 2024). Eerder onderzoek in South Carolina (VS) toonde aan dat het aantal aanrijdingen met witstaartherten daalde van gemiddeld 6,8 naar 2,7 per jaar (een afname van 60%) op wegsegmenten waar jaarlijks 11 tot 34 herten per segment werden geschoten (Kilgo et al., 2020). Deze bevindingen suggereren dat gereguleerd afschot een effectief instrument kan zijn voor het verminderen van verkeersaanrijdingen, mits de intensiteit en duur van het afschot voldoende zijn en het uitvoeringsgebied van voldoende omvang is in relatie met de territoria grootte en de te verwachte dispersieafstanden. Daarbij is het van cruciaal belang om specifiek vrouwelijke dieren te bejagen, aangezien dit leidt tot een structurele verlaging van de reproductieve capaciteit en daarmee de lokale dichtheid (Côté et al., 2004).

Adaptief management en internationale context

Adaptief beheer verhoogt de effectiviteit van lethaal beheer aanzienlijk door gebied-specifieke en flexibele toepassing van maatregelen gebaseerd op continue monitoring van populatiedynamiek en schade-indicatoren (Ueno et al., 2010; Nagy-Reis et al., 2021). In landen als Zweden en Duitsland is dit al standaardpraktijk; afschotquota worden jaarlijks aangepast op basis van actuele gegevens over wildstand, verkeersincidenten en vegetatieschade (Hothorn et al., 2015; Seiler, 2004; Neumann et al., 2020; Christiernsson, 2006). De praktijk laat zien dat consequent en voldoende intensief beheer resulteert in duurzaam vegetatieherstel en verminderde schade (Chollet et al., 2016; Wright et al., 2012). Anderzijds kan onvoldoende intensief beheer leiden tot snel herstel van aantallen door verhoogde reproductie bij lagere dichtheden (Ueno et al., 2010; Côté et al., 2004; Suzuki et al., 2022; Flajšman et al., 2018), wat benadrukt hoe essentieel continuïteit en strategische selectie van locaties en dieren (vooral geiten) zijn (Beguin et al., 2016; Côté et al., 2004; Le Saout et al., 2014).

Gedragsmatige en ruimtelijke effecten van afschot

Afschot kan invloed hebben op het gedrag en het ruimtelijk gebruik van reeën (Padié et al., 2015). Het kan een zogenaamde 'landscape of fear' creëren, waarbij dieren risicogebieden, zoals wegen, vermijden (Lone et al., 2014; Bonnot et al., 2013). Een Oostenrijkse studie constateerde dat gerichte jacht vanaf hoogzitten reeën effectief kon weren uit kwetsbare gebieden, wat leidde tot significant minder vraatschade (Griesberger et al., 2023). Reeën vermijden van nature de nabijheid van mensen. Wegen met een hoge menselijke activiteit en constante beweging vormen daarom op zichzelf al een sterke afschrikkende factor. Desondanks steken reeën regelmatig wegen over, wat leidt tot herhaalde aanrijdingen. In Nederland is de gemiddelde maaswijdte (de grootte van de gebieden die niet door wegen zijn onderverdeeld) binnen het netwerk van openbare wegen minder dan 1 km² (Van Langevelde et al., 2009). Dit laat weinig ruimte voor reeën om territoria te vestigen zonder wegen te hoeven kruisen. Net als andere grote hoefdieren (Jerina, 2012; Olsson et al., 2010), waarvan het leefgebied kan oplopen tot ruim 150 hectare, komen reeën door een toenemende populatie steeds vaker voor in suboptimale gebieden waardoor het territorium toeneemt. Hierdoor moeten ze regelmatig wegen oversteken om

voldoende foerageergebieden te bereiken, onrust te vermijden of soortgenoten op te zoeken. Het tekort aan optimaal leefgebied dwingt reeën om de angstprikkel die wegen vormen — en die door dodelijke aanrijdingen met soortgenoten regelmatig wordt bevestigd — toch te negeren. Afschot als afschrikmiddel zal daarom waarschijnlijk geen groter effect hebben dan de al bestaande prikkel van een dodelijke aanrijding.

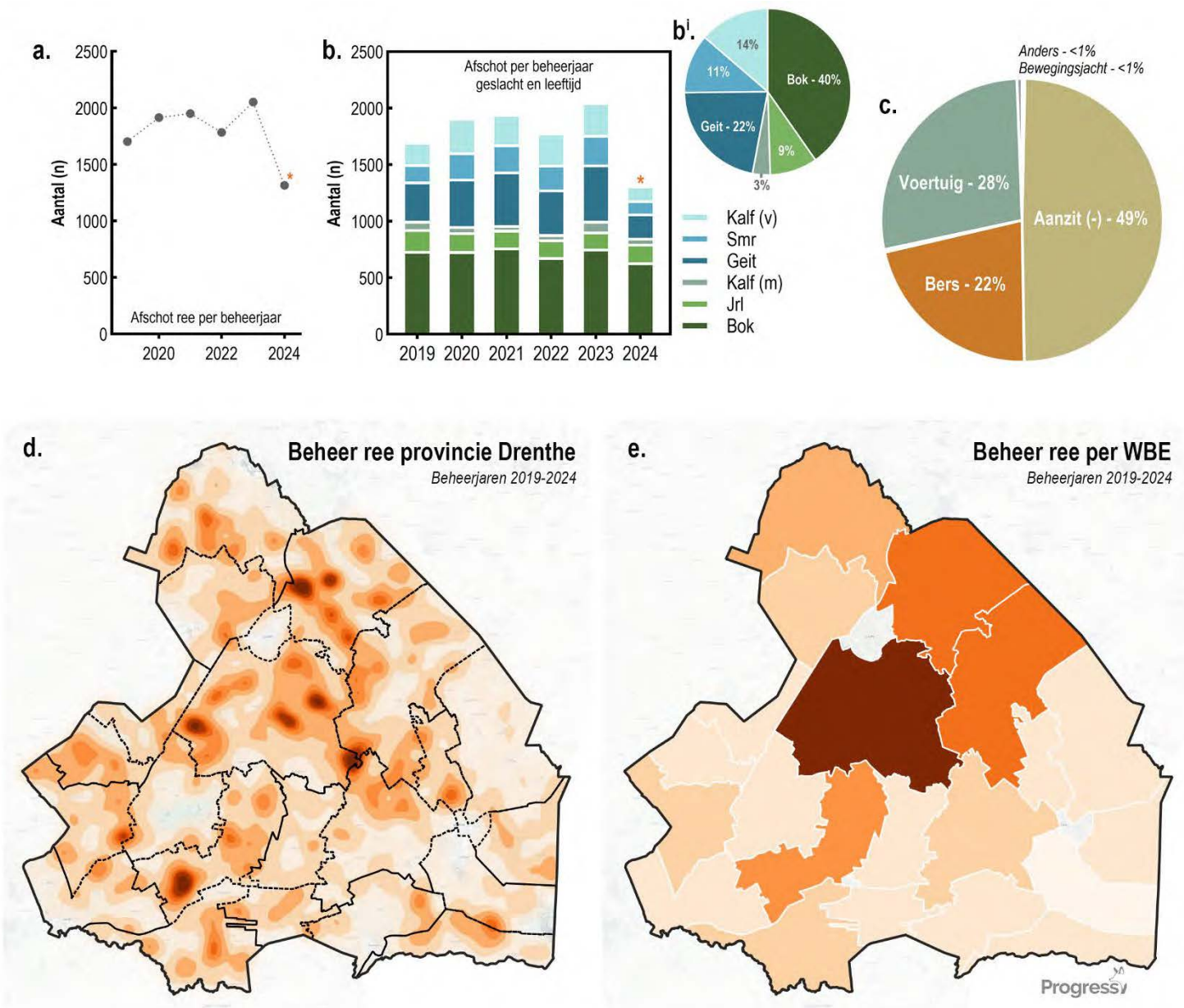
Beheermethoden ten behoeve van aantalsreductie

In het kader van het faunabeheer worden verschillende methoden voor het lethaal beheer van reeën toegepast, met als doel een verantwoorde regulatie van de reeënstand. De meest gangbare methode is de zogenoemde aanzitjacht, waarbij een reeënbeheerder vanaf een vaste locatie reeën observeert en selectief bejaagt. Voor deze methode worden zowel permanente voorzieningen, zoals hoogzitten en grondzitten, als tijdelijke hulpmiddelen, zoals mobiele schuilplaatsen, ladderzitplaatsen of natuurlijke observatiepunten, ingezet. Effectiviteit en zorgvuldigheid van deze methode vereisen gedegen kennis van het lokaal gedragspatroon van de reeën, alsmede de mogelijkheid om veilig en met minimale verstoring van andere fauna te opereren.

Een tweede veel toegepaste methode is de bersjacht, waarbij de reeënbeheerder zich zorgvuldig en onopvallend te voet en soms ook met de auto verplaatst om binnen schootsafstand van een ree te komen. Hierbij speelt terrein- en gedragskennis een cruciale rol, evenals het correct interpreteren van wildsporen. Om verstoring te voorkomen, wordt deze methode doorgaans tegen de heersende windrichting in uitgevoerd, zodat reeën de reeënbeheerder minder snel waarneemt via geur of zicht. Bij alle vormen van afschot is een zorgvuldige uitvoering, gedegen terreinkennis en het juist interpreteren van het natuurlijke gedrag van reeën noodzakelijk om veilig en met zo min mogelijk verstoring een ree te schieten. Deze uitgangspunten zijn essentieel om het reeënbeheer effectief en ecologisch verantwoord vorm te geven, met behoud van de balans tussen een duurzame populatie en de relevante wettelijke belangen.

Beheer 2019-2024

Gedurende de voorgaande jaren is het afschot initieel licht toegenomen tot en met 2023 (Figuur 7.3 en Bijlage 6). In het beheerjaar 2024-2025 is een afname in het totaal aantal geschoten reeën zichtbaar, dit is volledig toe te wijzen aan het wegvallen van het beheer vanaf 28 januari 2025. Het afschot dat heeft plaatsgevonden in de afgelopen beheerperiode betrof een verdeling bokken (52.9% mannelijk) en geiten (47.1% vrouwelijke dieren), wat wijst op een doelgerichte aanpak om de populatiestructuur in balans te houden (zie Figuur 7.3b). Ook jonge dieren (37%) werden doelmatig geschoten om te voorkomen dat ze veel gaan zwerven op zoek naar eigen leefgebied en zo herhaaldelijk wegen oversteken. De gebruikte afschotmethoden tonen aan dat bers (22%) en aanzit (49%) de meest toegepaste methoden zijn, wat erop duidt dat het afschot zorgvuldig en door middel van gericht selectief afschot (zie Figuur 7.3c). De geografische spreiding van het afschot laat zien dat de hoogste afschotdichtheid zich bevindt in het centraal- en noordelijke deel van de provincie, waar de reeënpopulatie relatief groot is en het risico op aanrijdingen hoger ligt (zie Figuur 7.3d en 7.3e).



Figuur 7.3. Afschot van reeën in de provincie Drenthe. (a) Afschottrend van reeën in de provincie Drenthe in de periode 2019-2024 (n.b. beheerjaar 2024 geen aantalsreductie na 28-1-2025). Beheerjaar gesteld op 1-april tot en met 31-maart in opvolgende jaar. (b) Onderverdeling van afschot per leeftijdsklasse over de beheerperiode 2019-2024 en aandeel over de afgelopen beheerperiode (b!). (c) Aandeel gebruikte afschotmethode in de beheerperiode 2019-2024. Overzichtskaart van afschot ree in de provincie Drenthe als dichtheid (d) en per WBE (e) in de beheerperiode 2019-2024 (intensiteit verkleuring is toenemend aantal geregistreerd afschot in de specifieke regio of WBE; N.B.: Dichtheidsdata is geografisch obscuur gemaakt om herleiden van afschotlocaties te voorkomen, en voorziet alleen om inzichtelijk te maken waar het grootste aandeel van afschot ligt binnen de provincie). Bron data: FRS.

8. Handelingskader 2026-2031

Het handelingskader voor het reeënbeheer in Drenthe is op basis van het provinciaal beleid vormgegeven als adaptief beheer, gericht op risicobeheer, waarbij de lokale dichtheid van reeën in de nabijheid van risicovolle wegtrajecten wordt verlaagd en het aantal jonge dieren met verhoogd verplaatsings- en trekgedrag wordt verminderd. Het kader omvat het identificeren van risicovolle wegtrajecten, uitvoering en monitoring, en heeft als doel het aantal aanrijdingen op een maatschappelijk acceptabel niveau te houden. De provincie Drenthe hanteert hierbij een referentiewaarde van circa 600 aanrijdingen per jaar, gebaseerd op het historisch referentieniveau zoals dat gold ten tijde van de vaststelling van het Flora- en Faunabeleidsplan op 17 december 2014 en de daaropvolgende juridische bevestiging door de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State op 3 juni. Dit gemiddelde werd destijds aangehouden als beleidsdoelstelling zonder dodelijke slachtoffers en met draaglijke maatschappelijke en economische gevolgen (beleidsmatige onderbouwing provincie Drenthe).

Hoewel aanrijdingen altijd impactvol zijn, is het volledig voorkomen ervan niet haalbaar. Beheermaatregelen moeten proportioneel zijn en afgestemd op de ernst van het conflict, met zorg voor dierenwelzijn, biodiversiteit en menselijke veiligheid. Het handelingskader volgt het provinciale beleid waarin afschot pas wordt ingezet wanneer preventieve middelen onvoldoende effectief blijken. De kracht van adaptief beheer ligt in flexibiliteit: de uitvoering wordt binnen de mogelijkheid van een vergunning continu bijgesteld op basis van monitoring, terugkoppeling van WBE's en ontwikkelingen in het wegennet. Zo blijft het beheer afgestemd op actuele dichtheden, aanwezigheid van predatoren zoals de wolf en omgevingsveranderingen.

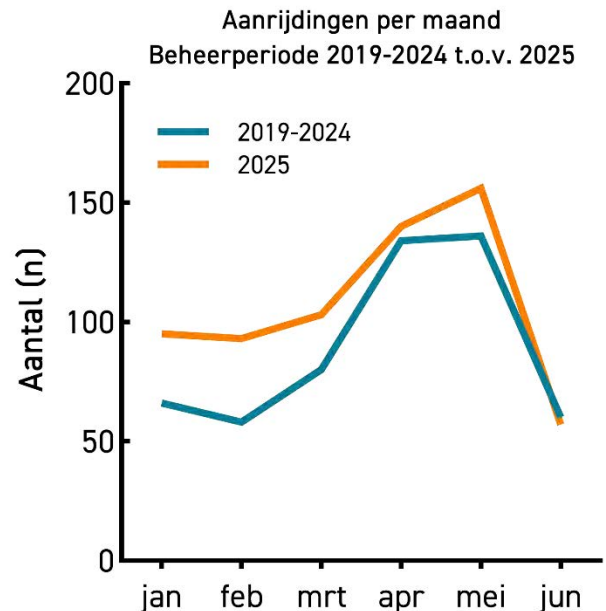
Duiding van de noodzaak

Jaarlijks (1 april t/m 31 maart) vinden gemiddeld 881 aanrijdingen met reeën plaats in de provincie Drenthe (beheerperiode 2019-2024). De piek van deze aanrijdingen doet zich doorgaans voor in het voorjaar. In de maanden januari tot en met mei werden in de voorgaande beheerperiode gemiddeld respectievelijk 66, 58, 80, 134 en 136 aanrijdingen geregistreerd. In kalenderjaar 2025 is echter sprake van een duidelijke toename, met structureel hogere aantallen van respectievelijk 95, 93, 103, 140 en 156 aanrijdingen in deze maanden (Figuur 8.1). Deze aanrijdingen hebben aanzienlijke maatschappelijke, economische en veiligheidsconsequenties, waaronder (ernstig) letsel, materiële schade, verkeersopstoppingen en kosten voor hulpdiensten. Tegen deze achtergrond vormt het terugdringen van het aantal aanrijdingen met reeën een belangrijke maatschappelijke opgave.

In de voorgaande beheerperioden werd het beheer van reeën in Drenthe vormgegeven als provincie breed populatiebeheer, met WBE-specifieke doelstanden gebaseerd op het Van Haften-model en een normering van

6% valwijd per WBE. Evaluaties van deze systematiek, evenals rechterlijke uitspraken, laten zien dat deze generieke vorm van populatiebeheer onvoldoende effectief is gebleken om het aantal aanrijdingen op specifieke risicovolle wegtrajecten terug te brengen tot het maatschappelijk aanvaardbare niveau van circa 600 per jaar. Tegelijkertijd heeft dit beheer wél bijgedragen aan het voorkomen van een verdere, ongecontroleerde toename van aanrijdingen, hetgeen wordt benadrukt door de sterke stijging van het aantal aanrijdingen sinds het wegvallen van de populatieonthefing begin 2025 (Figuur 8.1 en Figuur 8.2).

De conclusie is dat provincie-breed populatiebeheer op zichzelf onvoldoende doelgericht is om verkeersveiligheidsrisico's op specifieke locaties te reduceren, terwijl uitsluitend preventieve maatregelen zoals rasters, snelheidsverlagingen en waarschuwborden in gebieden met hoge reeëndichtheden evenmin afdoende zijn gebleken in de afgelopen jaren (zie paragraaf 7.3, Figuur 7.1). Om het aantal aanrijdingen daadwerkelijk te verminderen, is het noodzakelijk het beheer te verleggen naar risicogestuurd beheer, waarbij afschot gericht wordt ingezet in de directe omgeving van risicovolle wegtrajecten. Binnen dit handelingskader vormt afschot geen doel op zich, maar een noodzakelijke aanvullende maatregel om de lokale dichtheid en aanwas van reeën nabij deze trajecten te verlagen en daarmee het aanrijdingsrisico structureel te reduceren.



Figuur 8.1. Verloop van het aantal aanrijdingen per maand in de afgelopen beheerperiode t.o.v. 2025. Het gemiddelde aantal aanrijdingen per maand in de afgelopen beheerperiode is weergegeven als blauwe lijn (2019-2024), en de meest recente data van 2025 als oranje lijn. Bron data: FRS.

Definitie risicovolle wegtrajecten

Onder risicovolle wegtrajecten wordt verstaan: wegvakken waar structureel verhoogde aantallen aanrijdingen optreden over meerdere beheerjaren, blijkend uit FRS-registraties en gevalideerd door trendanalyse (minimaal gemiddeld 1 aanrijding per jaar per 3 kilometer wegtraject over de afgelopen beheerperiode). De selectie van deze trajecten vindt plaats op basis van vooraf vastgestelde criteria en is geen zelfstandige herbeoordeling van de noodzaak.

In de praktijk blijkt dat ondanks inzet van preventieve middelen, het aantal aanrijdingen in Drenthe structureel hoog blijft, vooral op- en rondom wegen waar reeëndichtheden en de daarbij horende aanwas structureel hoog zijn. Om het aantal aanrijdingen te verlagen zal het afschot rondom risicovolle wegtrajecten geïntensiveerd moeten worden. Binnen het handelingskader vormt afschot daarom een noodzakelijke aanvullende maatregel, gericht op het verlagen van de lokale dichtheid in de directe omgeving van deze risicovolle wegen.

Dichtheid als bepalende factor

Uit de evaluatie van de afgelopen beheerperiode blijkt dat er een sterke en statistisch significante samenhang bestaat tussen de populatiedichtheid van reeën en het aantal verkeersongevallen in de provincie Drenthe (zie hoofdstuk 5 en Figuur 5.1.C). Deze relatie wijst erop dat naarmate de dichtheid toeneemt, ook het aantal geregistreerde aanrijdingen toeneemt. Hoewel in ecologische studies zelden sprake is van hard experimenteel bewijs voor causaliteit, wordt deze samenhang in de literatuur breed geïnterpreteerd als waarschijnlijk causaal, mede gezien de consistente patronen over tijd, ruimte en schaalniveau. Dit beeld komt overeen met resultaten uit zowel Nederlands als internationaal onderzoek, waarin op basis van observationele, regressie- en quasi-experimentele studies een consistente relatie is aangetoond tussen populatiedichtheid en aanrijdingsfrequentie bij hertachtigen (Bruinderink et al., 2010; Groot Bruinderink & Hazebroek, 1996; Seiler, 2004; Tarjuelo et al., 2024; van Grinsven et al., 2025; Faunabeheereenheid Utrecht, 2025; van Grinsven, Van der Hee & Faunabeheereenheid Gelderland, 2026).

Een belangrijke Nederlandse studie op de Veluwe bevestigt eveneens de samenhang tussen dichtheid van hoefdieren en het aantal aanrijdingen. Groot Bruinderink et al. (2010) analyseerden gegevens over aanrijdingen met reeën, edelherten en wilde zwijnen tussen 1979 en 2008 en stelden vast dat aanrijdingen een directe afspiegeling vormen van de populatiedichtheid, in combinatie met seizoens- en dagritmen en voedsel gerelateerd trekgedrag. Specifiek voor reeën werd aangetoond dat het aantal aanrijdingen significant positief werd beïnvloed door de dichtheid van de soort, los van andere factoren zoals verkeersvolume of wegbreedte. Ook bleek uit hun regressieanalyse dat dit effect statistisch significant was ($p = 0,023$), waarmee de relatie tussen dichtheid en aanrijdingsrisico bij reeën voor Nederland overtuigend is onderbouwd (Groot Bruinderink et al., 2010). Ook recente analyses in de provincie Utrecht tonen aan dat actief beheer samenhangt met een afname van valwild. Op basis van langjarige gegevens (2006–2024) is met lineaire regressieanalyse vastgesteld dat zowel populatieomvang als afschotpercentage statistisch significant samenhangen met respectievelijk het aantal aanrijdingen ($p = 0,002$) en het valwildpercentage ($p = 0,023$). Deze resultaten wijzen op een zelfstandig effect van beheer op verkeersveiligheid, ook in jaren waarin de populatieomvang niet afneemt (Faunabeheereenheid Utrecht, 2025). Ook op grotere schaal zijn consistente patronen aangetoond. Een grootschalige studie in Beieren (Duitsland), gebaseerd op meer dan 340.000 geregistreerde aanrijdingen met reeën, laat zien dat variatie in aanrijdingen vooral wordt bepaald door factoren die samenhangen met

de aanwezigheid en activiteit van reeën in het landschap, en in mindere mate door algemene verkeerskenmerken (Hothorn et al., 2015). In Denemarken tonen Mayer et al. (2021) aan dat variatie in het risico op aanrijdingen met hoefdieren voornamelijk wordt verklaard door factoren die samenhangen met de aanwezigheid, beweging en landschappelijke context van de populatie, en minder door verkeerskenmerken op zichzelf. In Spanje nam het aantal aanrijdingen in de regio Castilla y León met 332% toe over zestien jaar, parallel aan de groei van populaties ree, edelhert en wild zwijn. Jacht bleek onvoldoende om deze groei af te remmen, wat de noodzaak benadrukt van effectiever beheer (Tarjuelo et al., 2024).

Alternatieve maatregelen onvoldoende effectief

Uit zowel de provinciale evaluatie (zie hfd. 7) als internationale studies blijkt dat beschikbare preventieve maatregelen, hoewel toegepast, zonder afschot onvoldoende effectief zijn om het aanrijdingsrisico structureel te beperken. In Drenthe laten locaties met hoge reeëndichtheden (zie hfd. 3), ondanks de inzet van preventieve maatregelen, structureel hoge aantallen aanrijdingen zien (zie hfd. 5). De effectiviteit van deze preventieve maatregelen is afhankelijk van contextuele factoren zoals landschapstype, toepasbaarheid, gewinning en zichtbaarheid (zie hfd. 7), maar wordt in alle gevallen begrensd door de hoge dichtheid van reeën nabij wegtrajecten waardoor het aantal wegkruisingen ondanks de inzet van preventieve maatregelen hoog blijft. Wanneer de lokale dichtheid niet voldoende wordt verlaagd, blijft de kans op een hoog aantal wegkruisingen en aanrijdingen reëel, ook bij volledige inzet van beschikbare preventieve middelen. Uit onderzoek in Castilla y León (Spanje) bleek dat ondanks de aanwezigheid van preventieve maatregelen en jacht het aantal verkeersaanrijdingen bleef stijgen en dat beheer gericht op het lokaal verlagen van de dichtheden het risico op aanrijdingen substantieel kan verlagen (Tarjuelo et al., 2024). Delisle et al. (2024) rapporteerden in Indiana (VS) een daling van 21% in het aantal aanrijdingen met witstaartherten over een traject van 618 kilometer, na versoepeling van jachtregels en toegenomen jachtdruk. De auteurs wijzen nadrukkelijk op de verlaging van de populatiedichtheid als verklarende factor, niet op aanpassingen in infrastructuur of verkeersregulering. In South Carolina (VS) voerden Kilgo et al. (2020) gericht afschot uit langs wegsegmenten waar jaarlijks 11 tot 34 herten per segment werden verwijderd. Dit resulteerde in een reductie van het aantal aanrijdingen met 60%, in vergelijking met controlelocaties zonder afschot. De studie toont aan dat lokaal populatiebeheer in de directe omgeving van wegen effectief is, mits de inspanning voldoende intensief wordt uitgevoerd. Ten slotte stelden Hussain et al. (2007) in Alabama vast dat gebieden met hogere dichtheden 9% meer kans te hebben op een aanrijding dan gebieden met lagere dichtheden. Dit benadrukt dat bij hoge dichtheden preventieve maatregelen alleen niet volstaan, en dat actief beheer noodzakelijk is om het risico op aanrijdingen terug te dringen.

Causaliteit

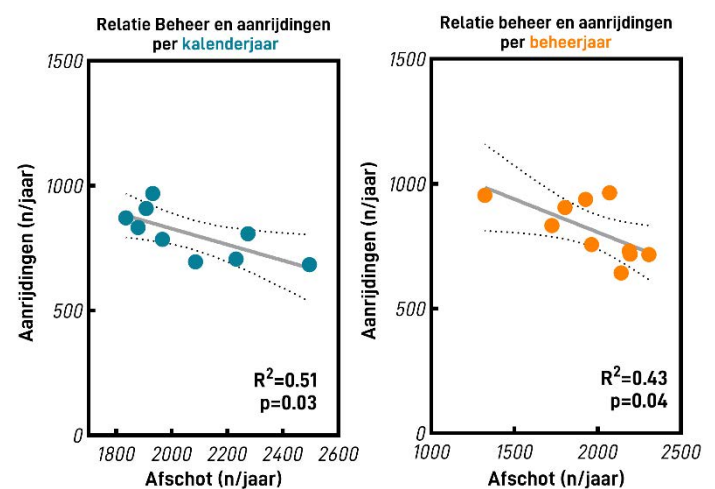
Causale verbanden zijn in ecologische studies vaak moeilijk met volledige zekerheid vast te stellen, omdat veldobservaties meestal correlaties weergeven in plaats van directe oorzaak-gevolgverbanden. In het geval van verkeersveiligheid zien we echter een consistente samenhang tussen de groei van de reeënpopulatie en de toename van verkeersaanrijdingen. Deze samenhang komt niet alleen naar voren binnen de provincie Drenthe zelf (zie Figuur 5.1c), maar wordt ook waargenomen in andere provincies (Fryslân; van Grinsven et al., 2025 Groningen, Flevoland; FBE Flevoland, 2025, Gelderland; van Grinsven, et al., 2026, Overijssel; FBE Overijssel, 2024, en Utrecht; FBE Utrecht, 2026) en in internationale studies (Bruinderink et al., 2010; Groot Bruinderink & Hazebroek, 1996; Seiler, 2004; Tarjuelo et al., 2024). Bijvoorbeeld is in het faunabeheerplan ree van de provincie Fryslân ook een positief verband met getelde aantallen reeën (MNA) en de aantallen aanrijdingen statistisch onderbouwd met een relatie van $R^2=0.65$ ($p < 0.01$; van Grinsven, et al., 2025).

Ook is er in de provincie Drenthe een verband zichtbaar tussen afschot en het aantal verkeersaanrijdingen (Figuur 8.2). Zo zien we dat het afschot in de afgelopen beheerperiode relateert tot een statistisch significante reductie van het aantal aanrijdingen, zowel onderverdeeld per kalenderjaar ($R^2=0.51$, $p=0.03$) alsook per beheerjaar ($R^2=0.43$, $p=0.04$). Uit Figuur 8.1 kan daarbij worden afgeleid dat het uitblijven van beheer in de eerste drie maanden van 2025 relateert aan een structurele toename van het aantal aanrijdingen. Dit staat niet op zichzelf maar wordt ook waargenomen in de provincies Fryslân, Flevoland en Gelderland. In de rechterlijke uitspraak van de rechtbank Midden-Nederland van 25 maart 2025 wordt gesteld dat in Flevoland voldoende is aangetoond dat het verminderen van de populatie reeën bijdraagt aan het belang van de verkeersveiligheid (ECLI:NL:RBMNE:2025:1242). In de provincie Gelderland heeft het experimenteel stopzetten en vervolgens hervatten van het afschot in het natuurgebied Deelerwoud geleid tot een stijging van het aantal aanrijdingen, gevolgd door een daling na hervatting van het beheer (van Grinsven, van der Hee, Faunabeheereenheid Gelderland, 2026). Aanvullend wordt dit verband tussen afschot en een afname in verkeersaanrijdingen bevestigd in verschillende internationale studies (Delisle et al., 2024; Kilgo et al., 2020; Tarjuelo et al., 2024).

Rol FBE, WBE's en TBO's

De Faunabeheereenheid Drenthe en in het bijzonder de WBE's hebben een centrale rol in de coördinatie van het beheer van reeën in de provincie. Zo ligt de verantwoordelijkheid voor het opstellen van een faunabeheerplan bij de FBE, waarin zij in samenspraak met terreinbeherende organisaties, collectieven, agrariërs, grondeigenaren, jachthouders, vereniging het Ree en WBE's de strategie voor het behalen van de in provinciaal beleid geformuleerde doelstellingen vaststellen. De uitvoering van het afschot en de tellingen wordt gecoördineerd door de WBE's, die hierbij de regie voeren onder begeleiding van de FBE. In samenwerking met de betrokken partijen stellen de WBE's samen de FBE jaarlijks werkplannen op. De belangrijkste taak van de FBE is het bijeenbrengen van deze betrokken partijen en het bevorderen van besluitvorming op basis van consensus. Het is van essentieel belang te benadrukken dat de provinciale doelstellingen uitsluitend

kunnen worden bereikt wanneer alle jachthouders, veelal terrein beherende organisaties (TBO's), weggebruikers, WBE's en andere stakeholders het faunabeheerplan actief uitvoeren en bereid zijn om integraal samen te werken. Draagvlak en betrokkenheid zijn, naast een solide ecologische onderbouwing, cruciale voorwaarden voor een effectieve uitvoering van het beheer. Hierbij behouden grondeigenaren het recht om geen uitvoering te geven aan afschot maar om hun verantwoordelijkheid op andere manieren vorm te geven zoals het nemen van extra landschappelijke- of preventieve maatregelen. De FBE faciliteert dit proces door de betrokken partijen zo goed mogelijk te betrekken en te informeren over de gekozen strategieën. Zo wordt bij nieuwe landschappelijke ontwikkelingen onder meer advies gegeven over de toepassing van preventieve maatregelen, en wordt aan WBE's uitgelegd waarom het afschot van met name vrouwelijke dieren noodzakelijk is voor een doeltreffend beheer. Goede voorlichting en bewustwording op de werkvloer blijken essentieel voor effectief beheer en het behalen van de provinciale doelen. De WBE's hebben als uitvoerende partij een actieve rol in het adviseren van preventieve maatregelen, signaleren van risicolocaties en communicatie met wegbeheerders, TBO' en gemeenten. Het bijeenbrengen van terreinbeheerders en faunabeheerders binnen verschillende beheerorganisaties draagt significant bij aan het besef dat faunabeheer een integraal en ondersteunend onderdeel vormt van het totale terreinbeheer. Naast het samenbrengen van belanghebbenden is de FBE ook vergunninghouder voor het vergunningsplichtige beheer van reeën. Dit brengt de verantwoordelijkheid met zich mee van het verzorgen van een gedegen registratie en zorgen dat de machtigingen en wildmerken bij de juiste partijen terecht komen. Naast het registreren is de FBE ook verantwoordelijk voor het jaarlijks rapporteren naar bevoegd gezag over de genomen vergunningplichtige handelingen.



Figuur 8.2. Relatie tussen uitgevoerd beheer en aantallen aanrijdingen per kalenderjaar en onderverdeeld naar beheerjaar. Figuren tonen de correlatie tussen uitgevoerd beheer en aantallen aanrijdingen met regressielijn (grijs) en bijbehorende statistische benadering (95%-betrouwbaarheidsinterval) voor determinatie (R^2) en significantie ($p < 0.05$). Bron data: FRS, peildatum 19-1-2026.

Handelingskader voor gereguleerd afschot van reeën nabij risicovolle wegtrajecten ter voorkoming van verkeersaanrijdingen.

Het handelingskader verdeelt de aanpak in drie fases en geeft hierbij duidelijke richtlijnen over de uitwerking per fases:

1. Afweging

Doelstelling

Uitgangspunt is de provinciale doelstelling, waarbij adaptief beheer wordt toegepast om de lokale dichtheden te verlagen, met behoud van een gunstige staat van instandhouding van de Drentse reeënpopulatie.

2. Uitvoering

Gebiedsgerichte aanpak door middel van jaarlijkse werkplannen

Flexibel adaptief beheer afgestemd op meerdere ecologische factoren.

3. Monitoring

Monitoring

Monitoring vormt de basis voor adaptief management, waarmee de beheeropgave op WBE-niveau continu kunnen worden afgestemd op veranderende omstandigheden.



1. Afweging

In de voorgaande planperioden werd het beheer van reeën in Drenthe vormgegeven via een planmatige beheerstrategie op het niveau van de wildbeheereenheden (WBE's), gebaseerd op het van Haaften-model en uitgewerkt vanuit draagkracht. Deze systematiek, waarin het afschot primair werd afgestemd op de veronderstelde draagkracht per WBE en aangevuld met historische aanrijdingsgegevens, heeft bijgedragen aan het stabiliseren van zowel de populatieomvang als het aantal aanrijdingen en aan het voorkomen van verdere toename van het verkeersrisico. In de praktijk bood deze WBE-gerichte benadering echter onvoldoende mogelijkheden om het beheer doelgericht bij te sturen op specifieke wegtrajecten waar het aanrijdingsrisico structureel hoog bleef. Deze beperking vormt de aanleiding om het beheer verder te ontwikkelen richting een meer adaptieve en impact-gestuurde benadering.

Voor de beheerperiode 2026–2031 is daarom gekozen voor een meer gestuurde benadering: adaptief beheer, gericht op het reguleren van reeëndichtheden in de nabijheid van risicovolle wegtrajecten in combinatie met een onderbouwd uitvoeringsgebied. Door bewust de overstap te maken naar risicobeheer in plaats van een generieke sturing op een provinciaal populatieniveau wordt afschot gericht ingezet in gebieden waar het risico op aanrijdingen aantoonbaar hoog is. Deze aanpak sluit aan bij het principe van impact-gestuurd faunabeheer, waarbij de focus ligt op het verminderen van maatschappelijke schade en beperken van dierenleed in plaats van op het handhaven van populatieaantallen op grote schaal. Het beheer wordt gemonitord op basis van jaarlijkse trendtellingen en gestuurd aan de hand van maatschappelijke impact- en risico-indicatoren. Voor reeën vormt het aantal verkeersaanrijdingen daarbij de primaire sturende indicator. In de beheerjaren 2019–2024 bedroeg het gemiddelde aantal geregistreerde aanrijdingen met reeën 881 per jaar. Binnen dit plan is als streefdoel geformuleerd dat de huidige hoge aantallen tijdens de afgelopen beheerperiode van het aantal aanrijdingen in de komende vijf jaar moet worden omgebogen tot een dalende trend. Het uiteindelijke doel is dat het aantal aanrijdingen structureel onder de 600 komt, dit zal in een opvolgende planperiode bereikt worden.

Reeën komen in vrijwel de gehele provincie Drenthe voor. De populatie is ecologisch gezond en robuust, maar leidt in grote delen van de provincie tot verhoogde risico's op aanrijdingen door relatief hoge dichtheden. Preventieve maatregelen blijken in de praktijk onvoldoende effectief om deze risico's tot het door de provincie vastgestelde maatschappelijk niveau van 600 terug te brengen. Zonder gericht beheer neemt met name de verplaatsing van jonge dieren toe, wat het aanrijdingsrisico verder vergroot. Een doelgerichte verlaging van de dichtheden nabij risicovolle wegtrajecten is daarom noodzakelijk en zal, gelet op de aangetoonde samenhang tussen dichtheid en aanrijdingen alsook de samenhang tussen beheer en aanrijdingen, naar verwachting leiden tot een afname van het risico.

Sturing op maatschappelijke risico-indicatoren

De FBE zal de intensiteit van het beheer primair afstemmen op de ontwikkeling van het aantal verkeersaanrijdingen. Deze indicator wordt gehanteerd omdat een algemeen populatiedoel, uitgedrukt in absolute aantallen of vaste

dichtheidsdrempels, in de praktijk moeilijk voorspelbaar is vanwege de sterke contextafhankelijkheid en de dynamiek van biologische en ecologische parameters (Morellet et al., 2007; Maublanc et al., 2016). Door het beheer te sturen op een concrete en meetbare maatschappelijke risico-indicator blijft het doel van het beheer helder en toetsbaar. Het doel is immers het terugdringen van het aantal verkeersaanrijdingen en niet het handhaven van uit populatiemodellen afgeleide WBE-specifieke aantallen.

Het maatschappelijk aanvaardbare aantal aanrijdingen binnen de provincie Drenthe is gebaseerd op de beleidsmatige keuze van Provinciale Staten zoals vastgelegd in het op 17 december 2014 vastgestelde Flora- en Faunabeleidsplan. In dit beleid is bepaald dat het beheer van reeën uitsluitend wordt ingezet ter bevordering van de verkeersveiligheid, met als expliciet uitgangspunt dat geen toename van het aantal verkeersongevallen met reeën mag optreden. Deze beleidskeuze is door de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State bij uitspraak van 3 juni 2015 juridisch bevestigd (ECLI:NL:RVS:2015:1717), waarbij is geoordeeld dat verkeersveiligheid een zwaarwegend en rechtmatig belang vormt en dat afschot van reeën, onder voorwaarden, kan worden aangemerkt als een bevredigende en toelaatbare maatregel ter bescherming van dat belang.

Ten tijde van de vaststelling van dit beleid vonden in Drenthe jaarlijks circa 600 aanrijdingen met reeën plaats, op basis van meerdere jaren consistente incidentgegevens. Dit aantal geldt sindsdien als een historisch vastgesteld en bestuurlijk gelegitimeerd referentieniveau voor een maatschappelijk aanvaardbaar verkeersveiligheidsrisico, en niet als een harde norm of resultaatsverplichting. Het streven is gericht op het voorkomen van een structurele verdere toename van het aantal aanrijdingen boven dit referentieniveau. Een overschrijding van circa 600 aanrijdingen per jaar fungeert daarbij als signaleringswaarde die aanleiding kan geven tot nadere analyse en de inzet van proportionele en gebiedsgerichte maatregelen. Deze referentiewaarde vormt het uitgangspunt voor de beoordeling van de aanwezigheid van een onaanvaardbaar mens-dier conflict in relatie tot de verkeersveiligheid en voor de afweging of faunabeheermaatregelen, waaronder gereguleerd afschot, noodzakelijk en gerechtvaardigd zijn. De keuze voor deze drempelwaarde is niet willekeurig, maar vormt een beleidsmatig geobjectiveerde risicogrens waarmee een balans wordt nagestreefd tussen enerzijds de aanwezigheid van reeën in het Drentse landschap en anderzijds de bescherming van de fysieke veiligheid van weggebruikers. Zoals ook volgt uit jurisprudentie van de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State (vgl. ABRvS 13 mei 2015, ECLI:NL:RVS:2015:1717 en ABRvS 6 mei 2015, ECLI:NL:RVS:2015:1256), kan het aantal aanrijdingen worden beschouwd als een relevante en toetsbare indicator voor de risico's voor de verkeersveiligheid. Daarbij is tevens bevestigd dat provincies beleidsruimte hebben om op basis van dergelijke indicatoren beheermaatregelen toe te passen, mits deze keuzes deugdelijk zijn gemotiveerd en niet star of onverkort worden toegepast.

In lijn met het door Pels Rijcken geschetste toetsingskader mag een provincie in redelijkheid vasthouden aan een kwantitatieve grens, mits deze grens voldoende beredeneerd en gemotiveerd is vastgesteld (Langeveld & Franssen, 2025; ECLI:NL:RBMNE:2025:1242). Door vast te

houden aan deze norm van maximaal 600 aanrijdingen per jaar wordt invulling gegeven aan de provinciale zorgplicht ter bescherming van de fysieke veiligheid van burgers. Het maatschappelijk aanvaardbare aantal aanrijdingen zoals vastgesteld door de provincie fungeert daarmee als essentieel beoordelingskader bij het al dan niet toestaan van beheer middels afschot in het belang van de verkeersveiligheid, met gelijktijdige borging van de gunstige staat van instandhouding van de reeënpopulatie.

Minimum Viable Population

Beheer van reeën kan gevolgen hebben voor de gunstige staat van instandhouding van reeën. Binnen de populatiegenetica is vastgesteld dat kleine populaties kwetsbaarder zijn voor uitsterven door genetische, demografische en milieu-gerelateerde toevallige processen, gezamenlijk aangeduid als stochasticiteit. Ter borging van de gunstige staat van instandhouding wordt daarom gewerkt met het concept van een minimale levensvatbare populatie (Minimum Viable Population, MVP): een populatieomvang waarbij het risico op uitsterven binnen een vooraf gedefinieerde periode acceptabel klein is.

In dit faunabeheerplan wordt de gunstige staat van instandhouding gedefinieerd als een situatie waarin de kans op uitsterven van de reeënpopulatie binnen een periode van 100 jaar kleiner is dan 5%. Deze benadering sluit aan bij gangbare definities van MVP in de wetenschappelijke literatuur en bij eerdere Nederlandse toepassingen, waaronder het onderzoek van Wageningen Environmental Research naar de levensvatbaarheid van een geïsoleerde damhertenpopulatie op de Haringvrieter (Kuijters et al., 2017). De Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State heeft in recente jurisprudentie benadrukt dat het vaststellen van een MVP geen exacte wetenschap is en dat in de literatuur geen eenduidige, algemeen geldende grenswaarden bestaan. De MVP is afhankelijk van soortspecifieke kenmerken, de mate van isolatie van de populatie, landschappelijke samenhang en de wijze waarop monitoring en bijsturing zijn geborgd (ECLI:NL:RVS:2025:3439). De Afdeling acht het daarbij van belang dat onzekerheden expliciet worden onderkend en dat het beheer zodanig is ingericht dat tijdig kan worden bijgestuurd wanneer ontwikkelingen daartoe aanleiding geven. Ook internationale adviescommissies, waaronder de International Commission on the Management of the Oostvaardersplassen (ICMO), hanteren geen vaste MVP-grenswaarden, maar benadrukken dat populatieomvang steeds in samenhang moet worden beoordeeld met ruimtelijke context, ecologische processen en adaptief beheer (ICMO, 2006; ICMO2, 2010). Recente evaluaties door Wageningen Environmental Research onderstrepen eveneens dat het functioneren en de duurzaamheid van populaties niet los kunnen worden gezien van monitoring, landschappelijke verbindingen en beheermaatregelen (Ottburg et al., 2025).

Binnen de populatiegenetica wordt voor lange termijn levensvatbaarheid vaak uitgegaan van een minimale effectieve populatiegrootte (N_e) van circa 50 individuen om inteeltdepressie op korte termijn te voorkomen, en van hogere waarden (tot enkele honderden) om genetische variatie op lange termijn te behouden. Voor grote

zoogdieren geldt dat de effectieve populatiegrootte doorgaans aanzienlijk lager ligt dan de werkelijke populatieomvang, veelal rond 30% van het totaal. In een ideale populatie zou een N_e van 50 theoretisch kunnen volstaan, maar in natuurlijke populaties is een hogere feitelijke populatieomvang noodzakelijk om deze effectieve grootte te realiseren (Traill et al., 2007). Op basis van deze inzichten wordt in dit faunabeheerplan een minimale populatieomvang van 200 reeën gehanteerd als absolute ondergrens waarboven de gunstige staat van instandhouding is geborgd. Deze waarde wordt nadrukkelijk niet als streefstand beschouwd, maar als een conservatieve, theoretische ondergrens die uitsluitend dient ter toetsing van het beheer. Bij de bepaling hiervan is rekening gehouden met het voorzorgsprincipe en met het feit dat de reeënpopulatie in Drenthe geen geïsoleerde populatie betreft, maar onderdeel is van een groter, landschappelijk samenhangend populatienetwerk met aangrenzende provincies en Duitsland.

De toepassing van deze ondergrens vindt plaats binnen een adaptief beheerkader. Jaarlijks worden op basis van tellingen (Minimum Number Alive), de daaruit afgeleide benaderde werkelijke stand en geregistreerde mortaliteit (afschot, verkeersaanrijdingen en dood gevonden dieren) per wildbeheereenheid werkplannen opgesteld. Deze werkplannen volgen de mortaliteitsmethode, waarbij het uitgangspunt is dat de populatie stabiel blijft wanneer de totale sterfte in evenwicht is met de aanwas. De versterking van wildmerken (soort, aantal, leeftijd en geslacht) is zodanig ingericht dat het afschot er niet toe kan leiden dat de populatie zich in de nabijheid van de minimale ondergrens kan komen. Uit de meest recente tellingen blijkt dat in Drenthe in 2025 een minimale populatieomvang van 10.691 reeën is vastgesteld (MNA). Deze omvang ligt vele ordes van grootte boven de gehanteerde theoretische ondergrens van 200. Daarmee is sprake van een ruime veiligheidsmarge, waarbij het risico dat het beheer leidt tot aantasting van de gunstige staat van instandhouding uitgesloten kan worden. In lijn met de jurisprudentie van de Afdeling bestuursrechtspraak (ECLI:NL:RVS:2025:3439) en de aanbevelingen uit wetenschappelijke en internationale adviesrapporten is het beheer gericht op voortdurende monitoring en bijsturing, zodat ook bij veranderende omstandigheden tijdig kan worden ingegrepen.

Analyse verkeersveiligheid

Een wegtraject wordt als risicovol aangemerkt wanneer zich binnen een aaneengesloten weggedeelte van drie kilometer in de afgelopen vijf jaar gemiddeld jaarlijks ten minste één aanrijding met een ree heeft voorgedaan. Gelet op het feit dat de dispersieafstand van reeën doorgaans beperkt blijft tot circa 1,5 kilometer rond de geboorteplaats (zie hoofdstuk 3), wijzen meerdere aanrijdingen binnen een traject van drie kilometer op een lokaal verhoogde reeëndichtheid in de nabijheid van het wegtracé. Deze schaal komt overeen met tweemaal de gemiddelde dispersieafstand en impliceert dat het niet om incidentele verplaatsingen van individuele dieren gaat, maar om structurele aanwezigheid van meerdere reeën. In dergelijke situaties worden vrijgekomen territoria snel opnieuw bezet en vindt jaarlijks uitstroom plaats van jonge dieren die op zoek zijn naar een eigen territorium. Dit resulteert in een verhoogde frequentie van wegkruisingen door reeën binnen het betreffende wegtraject. De op het wegtraject reeds

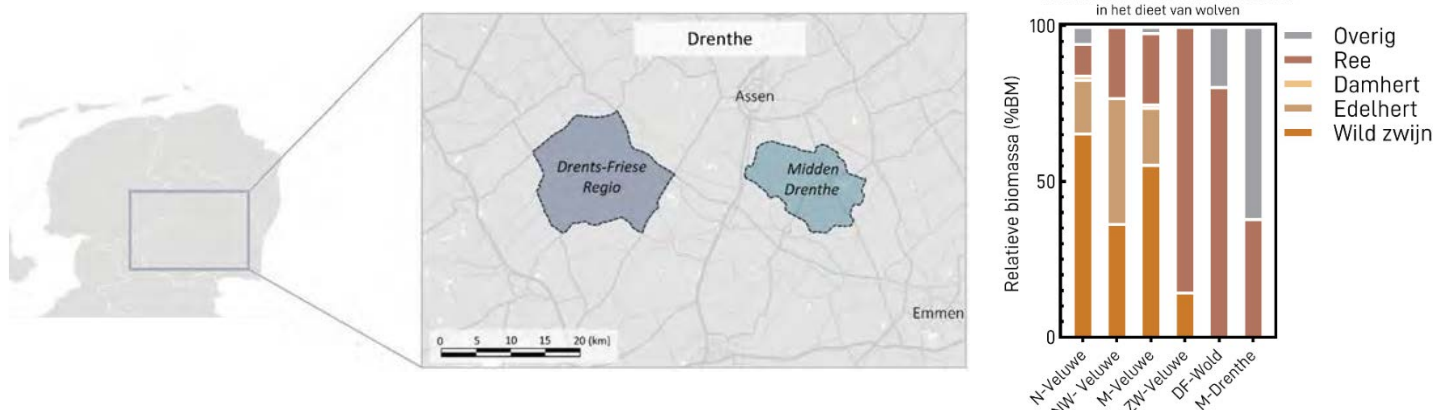
getroffen preventieve maatregelen in blijken onvoldoende effectief in het reduceren van het aanrijdingsrisico. Er is dan ook geen sprake van een incidentele gebeurtenis, maar van een structureel verhoogd risico dat zich manifesteert als een patroon. Deze constatering rechtvaardigt een gebiedsgerichte aanpak binnen het faunabeheer, waarbij naast preventieve middelen tevens de intensivering van gereguleerd afschot overwogen dient te worden.

Interactie met de wolf

De natuurlijke migratie van wolven vanuit Duitsland naar Nederland duidt op geschikte leefomstandigheden voor deze soort binnen het sterk door mensen beïnvloede cultuurlandschap (Prins et al., 2024). Deze vestiging roept de vraag op in hoeverre de aanwezigheid van wolven invloed heeft op het faunabeheer van grote hoefdieren in gebieden zoals Drenthe. De wolf is een ecologische generalist met een hoog aanpassingsvermogen in zowel habitatkeuze als voedselvoorkeur. Zijn dieet varieert van wilde hoefdieren tot gehouden vee en afval (Biersteker et al., 2024). Sinds de terugkeer van de wolf zijn er veranderingen in het gedrag van reeën waargenomen. De aanwezigheid van de wolf kan leiden tot een zogenoemde 'landscape of fear', waarbij prooidieren gebieden vermijden waarin predatierisico's hoog zijn (Kuijper et al., 2013; Kuijper et al., 2015; Lone et al., 2014). Hoewel dit effect op reeën in het Drents-Friese Wold of Midden-Drenthe nog niet empirisch is aangetoond, zijn er aanwijzingen dat wolven met name juveniele individuen van reeën prederen (zie ook Groen et al., 2025). De terugkeer van de wolf is een mogelijke aanvulling op het faunabeheer en een ecologische kans tot een robuuster ecosysteem. Als toppredator draagt de soort van nature bij aan het reguleren of reduceren van populaties van (grote) herbivoren, wat op termijn kan bijdragen aan een verbeterd evenwicht tussen vegetatie en begrazingsdruk (Creel & Winnie, 2005; Kuijper et al., 2015; Terborgh & Estes, 2010). Toch zijn er belangrijke verschillen tussen het Drentse landschap en gebieden zoals Yellowstone of grote beschermde natuurgebieden in omliggende Europese landen. Niet alleen verschillen ze in schaal, habitat en soortenrijkdom, maar ook in de menselijke invloeden en beheerdoelen. In de noordelijke territoria van wolven in Nederland is het evenwicht tussen predator en prooi nog in ontwikkeling, en wordt het potentiële effect van de wolf op de populatiedynamiek van hoefdieren, waaronder ree, mede beperkt door het landschap, de hoge aanwezigheid van mensen en vee en de dichtheid van de infrastructuur (Mattisson et al., 2013).

Hoewel de aanwezigheid van wolven bijdraagt aan de natuurlijke sterfte van reeën en invloed kan hebben op hun gedrag en ruimtegebruik (zie figuur 9.1), is het gezien de omvang van de huidige reeënpopulatie en het intensieve medegebruik van het landschap door mensen niet aannemelijk dat predatie door wolven op korte of middellange termijn leidt tot een meetbare vermindering van het aantal verkeersaanrijdingen. Predatie door de wolf kan daarmee niet worden beschouwd als een zelfstandig populatieregulerend mechanisme voor het realiseren van de provinciale doelstelling inzake verkeersveiligheid. Gericht beheer door middel van afschot blijft daarom noodzakelijk om het risico op aanrijdingen met reeën effectief te beperken. Bij de uitvoering van het faunabeheer wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van wolven. Waarnemingen wijzen erop dat wolven in sommige gevallen reageren op menselijke activiteiten, waaronder afschot, wat aandacht vraagt in de verdere monitoring en uitvoering van het beheer.

Vooralsnog is er geen bewijs dat de aanwezigheid van wolven het bestaande faunabeheer op significante wijze belemmert, noch dat het faunabeheer de effectiviteit van natuurlijke predatie door wolven wezenlijk ondermijnt. Integendeel, in 2025 is het aantal verkeersaanrijdingen met reeën, na het wegvallen van actief reeënbeheer, gestegen tot een historisch hoog niveau van minimaal 1.061 aanrijdingen (peildatum 22 december 2025, exclusief gegevens van Rijkswaterstaat). In datzelfde jaar werd vastgesteld dat het aantal wolventerritoria in de provincie Drenthe is verdubbeld van twee naar vier (BIJ12, 2025). Deze gelijktijdige ontwikkeling wijst erop dat de aanwezigheid van wolven vooralsnog geen meetbare reducerende invloed heeft op het aantal aanrijdingen met reeën. Binnen het Faunabeheerplan Ree wordt de wolf daarom beschouwd als een aanvullende, maar niet vervangende regulerende factor. Zolang de dichtheid van reeën hoog blijft, zoals zowel de tellingen als het aanhoudend hoge aantal verkeersaanrijdingen suggereert, blijft actief beheer noodzakelijk om het verkeersrisico te beperken. Pas wanneer het aantal aanrijdingen structureel onder de provinciaal vastgestelde norm van 600 per jaar daalt, kan worden overwogen om een grotere rol toe te kennen aan natuurlijke predatie (Kuijper et al., 2016).



Figuur 8.3. Dieet van de wolf in Nederland. Dieet op basis van relatieve biomassa (percentage van totaal) van wolven in verschillende gebieden van de Veluwe en gebieden in Drenthe en Fryslân (zie kaart boven voor de onderzoekslocaties relevant voor Drenthe), op basis van een recente dieetstudie uitgevoerd door Groen et al., 2025.

Daarnaast borgt de toepassing van de mortaliteitsmethode een aanvullende regulerende werking, waarbij monitoring en sturing primair plaatsvinden op het niveau van de wildbeheereenheden (WBE's). Dit schaalniveau is bewust gekozen om gebiedsspecifieke verschillen in de populatiedynamiek van reeën te kunnen volgen, in het bijzonder variatie in predatiedruk door de wolf in combinatie met de uitvoering van het beheer. Door deze werkwijze blijft de lokale dynamiek tussen wolf en ree inzichtelijk en kan het beheer hierop worden afgestemd.

Om deze monitoring ook daadwerkelijk te vertalen naar concrete en tijdige bijsturing van het beheer, wordt een kwantitatieve signaleringssystematiek gehanteerd die structurele trends in de populatieontwikkeling zichtbaar maakt. Indien de reeënpopulatie gedurende een aaneengesloten periode van drie jaar gemiddeld met meer dan 3,4% per jaar afneemt, vormt dit aanleiding om het beheer op het betreffende schaalniveau tijdelijk aan te passen, totdat de populatieontwikkeling weer stabiliseert. De gehanteerde afname van 3,4% per jaar over een periode van 3 jaar is gekozen als een objectieve en vroegtijdige signaleringswaarde en is afgeleid van de populatiedynamische beoordelingssystematiek die binnen het kader van de Habitatrichtlijn wordt gehanteerd, waarin een afname van 30% over een periode van tien jaar als kritisch referentiepunt geldt (10e machtswortel van 0,7).

Door deze drempel te combineren met een beoordelingsperiode van drie jaar wordt een evenwicht bereikt tussen het ondervangen van kortjarige fluctuaties en het tijdig herkennen van meerjarige trends. Daarmee wordt geborgd dat het beheer adaptief, proportioneel en ecologisch onderbouwd kan worden uitgevoerd, met behoud van een stabiele reeënpopulatie en de natuurlijke dynamiek tussen wolf en ree.



2. Uitvoering

Met de invoering van adaptief impactmanagement neemt gebiedsgerichte coördinatie een centrale plaats in binnen het faunabeheer. Aangezien risicovolle wegtrajecten, zoals de A28, A37, N33 en N34 meerdere WBE-gebieden doorkruisen, is afstemming en samenwerking tussen de betrokken WBE's en de daarin gelegen terreinbeherende organisaties (TBO's) en wegbeheerders van essentieel belang. De Faunabeheereenheid zal deze samenwerking actief bevorderen via de jaarlijkse werkplannen en de inzet van coördinatie, waarin de FBE gericht zal optreden als verbindende schakel tussen de betrokken partijen. Binnen deze aanpak worden met gebiedspartners waaronder TBO's, WBE's en wegbeheerders operationele afspraken gemaakt over de uitvoering van het beheer, de afhandeling en registratie van valwild en de uitwisseling van data en inzichten. Deze integrale benadering draagt bij aan een grotere betrokkenheid en een gedeelde verantwoordelijkheid onder de gebiedspartijen. In aanvulling hierop worden gerichte activiteiten ontwikkeld ter bevordering van kennisdeling en educatie, met name gericht op de wegbeheerders en weggebruikers. Voor het aspect verkeersveiligheid worden onder meer Drentse gemeenten en de provincie expliciet bij deze samenwerking betrokken, dit wordt mede gedaan door op gemeentelijk of provinciaal niveau inzichtelijk te maken waar verkeersaanrijdingen plaatsvinden en welke maatregelen al aanwezig zijn of kunnen worden toegepast om dit te voorkomen of verminderen.

Schadebestrijding en populatiebeheer

Binnen de uitvoering van het afschot wordt onderscheid gemaakt tussen schadebestrijding en populatiebeheer. In het voorliggende beheer betreft schadebestrijding nadrukkelijk een vorm van risicobeheer, gericht op het zo veel mogelijk beperken van het risico op aanrijdingen met reeën. Het beheer is daarmee niet gericht op het realiseren van een populatiedoelstand, maar op het reduceren van het verkeersveiligheidsrisico tot het door de provincie vastgestelde maatschappelijk aanvaardbare niveau van maximaal 600 aanrijdingen per jaar. Het risicobeheer vindt plaats binnen een vastgesteld uitvoeringsgebied dat zodanig is afgebakend dat rekening wordt gehouden met de ruimtelijke ecologie van reeën, waaronder territoriumgrootte, standplaats en dispersie. Deze gebiedsafbakening voorkomt een louter tracégerichte benadering en maakt het mogelijk het risicobeheer toe te passen op een schaal die aansluit bij het natuurlijke verplaatsingsgedrag van reeën en de dynamiek van territoria (zie paragraaf 7.4 Zonering / hotspotbenadering).

De inzet van het risicobeheer concentreert zich primair op jachtvelden in de directe nabijheid van risicovolle wegtrajecten of waardoor een risicovol wegtraject door heen loopt. Minimaal 50% van de beschikbare beheerinspanning wordt binnen deze jachtvelden ingezet, gericht op het verlagen van de lokale reeëndichtheid en daarmee het aanrijdingsrisico op korte termijn. Deze inzet vormt het kerninstrument binnen het risicobeheer. De resterende beheerruimte binnen het risicobeheer wordt benut in jachtvelden gelegen binnen het uitvoeringsgebied die niet direct grenzen aan risicovolle wegtrajecten of waar geen risicovolle wegtrajecten doorheen lopen. Deze inzet is noodzakelijk omdat een substantieel deel van de reeënpopulatie zich in deze gebieden ophoudt en via dispersie en het opvullen van vrijgekomen territoria

bijdraagt aan een verhoogd risico op aanrijdingen langs wegen. Door het risicobeheer ook hier toe te passen, wordt voorkomen dat effecten van beheer nabij wegen tijdelijk zijn en snel worden geneutraliseerd.

Populatiebeheer, gericht op het structureel reguleren van de populatieomvang tot een vooraf vastgestelde doelstand, wordt gedurende de komende beheerperiode in lijn met het provinciale beleid niet toegepast op reeën. De uitvoering is volledig gericht op risicobeheer, waarbij het risico op aanrijdingen binnen het uitvoeringsgebied wordt beperkt tot het door de provincie vastgestelde maatschappelijk aanvaardbare niveau.

Strategie

Conform dit faunabeheerplan en de bestaande uitvoeringspraktijk worden met ingang van het beheerjaar 2026-2027 door de WBE jaarlijkse werkplannen opgesteld op WBE-niveau. Deze werkplannen leggen de afspraken vast voor het beheer binnen het werkgebied van de WBE en vormen een handvat voor afstemming met TBO's, gemeenten, wegbeheerders en andere betrokken partijen waaronder aangrenzende WBE's. De plannen introduceren geen nieuwe data of inzichten maar zijn als coördinatieproduct vanuit omgevingsmanagement bedoeld om partijen samen te brengen en afspraken te maken over de uitvoering. Zij zijn strikt bedoeld als uitvoeringsinstrument binnen de kaders van een verleende vergunning en het provinciaal beleid en worden daarom niet ter goedkeuring voorgelegd aan Gedeputeerde Staten. GS blijft verantwoordelijk voor het toezicht, kan bijsturen en intrekken, hierdoor blijft de uitvoering ten alle tijden volledig binnen het wettelijk kader.

Daarnaast rust op WBE's de plicht om, in het kader van hun zorgtaak, wegbeheerders (gemeentes), agrariërs, omliggende of aangrenzende WBE's en TBO's actief te adviseren bij activiteiten waarbij het inzetten van preventieve middelen kan bijdragen aan het voorkomen van schade aan natuur, verkeer en landbouw. Dit betreft onder meer ruimtelijke en beheermatige ingrepen zoals de herinrichting van wegen, het herzien van groenbeheer, de aanleg van nieuwe bospercelen of de gewaskeuze in agrarisch gebruik. De FBE zal zich de komende planperiode inspannen om aanvullende communicatiemiddelen te ontwikkelen en beschikbaar te stellen aan WBE's en TBO's die deze op hun beurt kunnen delen met o.a. terreinbeheerders, wegbeheerders, jachthouders, particuliere grondgebruikers en andere gebiedspartijen. Deze middelen kunnen worden ingezet om leden, achterban of terreinbezoekers te informeren over concrete handelingen van onder andere de WBE alsook de maatregelen die andere gebiedspartners kunnen nemen om het risico op verkeersaanrijdingen, schade of overlast te verminderen.

Werkplannen

Een werkplan is gedefinieerd als: "een beschrijving van de wijze waarop jaarlijks (beheerjaar 1 april t/m 31 maart) invulling wordt gegeven aan de benodigde bestandvermindering om het aantal verkeersaanrijdingen in

Juridische duiding van werkplannen

Werkplannen zijn operationele uitvoeringsinstrumenten binnen de kaders van dit faunabeheerplan en de daarop gebaseerde vergunning. Zij bevatten geen zelfstandige beoordeling van de noodzaak van het beheer, het ontbreken van andere bevredigende oplossingen of de staat van instandhouding.

De wettelijke toetsing aan artikel 8.74l Bkl vindt uitsluitend plaats bij de vaststelling van het faunabeheerplan en de vergunningverlening door het bevoegd gezag. De rol van de Faunabeheereenheid bij de vaststelling van werkplannen is beperkt tot het toezien op correcte toepassing van de vooraf vastgestelde kaders en voorschriften. Gedeputeerde Staten blijven verantwoordelijk voor toezicht, handhaving en eventuele bijsturing.

de provincie Drenthe onder de 600 te krijgen". De werkplannen worden per WBE jaarlijks in november vastgesteld door de FBE. De plannen worden gebundeld in het FBE-werkplan en ter kennisname aan de provincie aangeboden. Per WBE wordt op basis van reeëntelling, aanvullende waarnemingen en de analyse vanuit de FBE (data grafwild), de volgende parameters opgenomen in het werkplan:

1. Aantal aanrijdingen;
2. Aantal dood gevonden;
3. de trendtelling (MNA);
4. de berekende voorjaarsstand;
5. de aanwas;
6. de benodigde bestandsvermindering (toewijzing);
7. de verdeling van het afschot met als uitgangspunt bok (20%), geit (30%) en kalveren (50%).

Voor reeën geldt dat jaarlijks een populatietelling plaatsvindt volgens het telprotocol van Vereniging Het Ree (VHR), doorgaans in de maand maart/april. Deze telling vindt plaats voorafgaand aan het begin van het aankomende beheerjaar, dat op 1 april start. Tijdens het huidige beheerjaar gebruiken de WBE's in de werkplannen gegevens uit het voorgaande beheerjaar om het werkplan op te stellen voor het komende beheerjaar. Het gaat daarbij onder meer om afschotcijfers, aantallen aanrijdingen en onnatuurlijke sterfte zoals verdrinkingen. Het is essentieel dat WBE's hun inzichten afstemmen met omliggende WBE's en andere gebiedspartners (vooral op trajecten op grenzen van WBE's), zodat er een samenhangende, gebiedsgerichte aanpak ontstaat waarin landschappelijke samenhang, migratie en regionale drukpunten worden meegenomen. De berekening van de benodigde bestandvermindering in het nieuwe werkplan gebeurt op basis van de zogenoemde mortaliteitsmethode. Hierbij wordt uitgegaan van de feitelijke sterfte in het voorgaande beheerjaar, over de periode van 1 april tot en met 31 maart. De mortaliteit omvat drie onderdelen: het gerealiseerde afschot, het aantal aanrijdingen en het aantal dood gevonden reeën (onnatuurlijke sterfte) binnen een WBE. De optelsom van deze drie vormt de totale geregistreerde sterfte, die als uitgangspunt dient voor het afschot in het nieuwe beheerjaar. Dit is nodig om de lokale reeën dichtheid niet verder op te laten lopen en dispersie te minimaliseren. Om gericht te kunnen sturen op populatiestructuur en reproductie wordt uitgegaan van een verdelingsverhouding van 30% geiten, 20% bokken en 50% kalveren, waarbij deze verhouding fungeert als uitgangspunt en niet als vast gegeven. Van deze uitgangsverdeling kan gemotiveerd worden afgeweken wanneer telgegevens, trendanalyses of

andere objectieve monitoring daartoe aanleiding geven. De gerealiseerde beheerresultaten in de voorgaande beheerperiode zijn bepalend voor de verdeling in de daaropvolgende periode. Indien in de voorafgaande periode relatief onvoldoende geiten ten opzichte van bokken zijn geschoten, wordt dit in de opvolgende periode gecorrigeerd door een aanpassing van de verdeelsleutel, waarbij het toekenningspercentage voor bokken wordt verlaagd en de nadruk wordt gelegd op vrouwelijke dieren. Daarnaast geldt dat wanneer meerdere jaren minder dan 2/3 van de totaal te behalen beheeropgave van de WBE wordt gerealiseerd, terwijl het aantal aanrijdingen gelijk blijft of toeneemt, de toewijzing voor dat gebied wordt stopgezet. Hierbij wordt rekening gehouden met omstandigheden zoals de toegang tot (TBO) gronden of andere beperkingen alsook de verhoogde inzet van preventieve maatregelen. Op deze wijze wordt geborgd dat beheer uitsluitend wordt ingezet wanneer het aantoonbaar bijdraagt aan het verminderen van het risico op verkeersaanrijdingen, en wordt voorkomen dat beheer plaatsvindt zonder effect op de verkeersveiligheid. De aldus berekende afschotopgave wordt vervolgens in wildmerken vertaald en door de WBE's verdeeld over de jachtvelden, rekening houdend met de ligging van de jachtvelden nabij risicotracés binnen de WBE. Het werkplan, dat deze onderbouwing bevat, wordt in november ter goedkeuring voorgelegd aan de FBE. Na goedkeuring vindt in januari/februari een centrale instructiebijeenkomst plaats, waarin alle WBE's worden geïnformeerd over de uitvoering van het nieuwe beheerjaar en belangrijke aandachtspunten die uit de monitoring naar voren zijn gekomen. Tijdens deze bijeenkomst ontvangen de WBE's de wildmerken, krijgen zij informatieve data gepresenteerd en worden actuele beheeradviezen gedeeld. Hierdoor hebben de WBE's ruim de tijd om hun jachthouders te instrueren en het beheer vanaf 1 april volgens plan uit te voeren. Doordat jaarlijks vooraf de aanwijzing van afschot de voorjaarsstand wordt berekend middels de mortaliteitsmethode kan cijfermatig worden voorkomen dat afschot leidt tot een verslechtering of afname van de populatie. Deze methode, die specifiek is ontwikkeld voor reeën, is door de Rechtbank Gelderland geschikt bevonden voor de beoordeling van populatiestabiliteit, ook bij andere soorten zoals de zwarte kraai (ECLI:NL:RBGEL:2025:4049). Daarnaast is de methode recent door de Rechtbank Noord-Nederland aanvaard als onderdeel van de uitvoeringssystematiek in haar uitspraak op de voorlopige voorziening inzake de omgevingsvergunning voor het beheer van reeën in de provincie Fryslân (ECLI:NL:RBNNE:2025:4420).



Figuur 8.3 Tijdschema voor het opstellen van de werkplannen.

Uitvoeringsgebied

Het uitvoeringsgebied voor het beheer van reeën in relatie tot verkeersveiligheid is niet generiek of gebied dekkend vastgesteld, maar zorgvuldig en gefaseerd tot stand gekomen aan de hand van objectieve, toetsbare en restrictieve criteria. Uitgangspunt daarbij is dat ingrijpen uitsluitend plaatsvindt waar sprake is van structurele verkeersveiligheidsrisico's die niet (voldoende) kunnen worden ondervangen met alternatieve maatregelen. Het aanwijzen van risicovolle wegtrajecten vormt daarmee het sluitstuk van een bredere afweging, waarin eerst is beoordeeld of bestaande of potentiële maatregelen effectief, uitvoerbaar en proportioneel zijn. De inhoudelijke beoordeling van deze alternatieve maatregelen is opgenomen in hoofdstuk 7.3; de ruimtelijke ligging van deze maatregelen in relatie tot het wegennet is weergegeven in Figuur 7.1. In Figuur 8.4 zijn uitsluitend de wegtrajecten en zones weergegeven die onderdeel uitmaken van het uitvoeringsgebied. De witte gebieden op de kaart maken nadrukkelijk geen onderdeel uit van het uitvoeringsgebied. In deze gebieden is geen reewildbeheer toegestaan op grond van dit faunabeheerplan. Deze gebieden zijn bewust buiten het uitvoeringsgebied gehouden omdat daar geen structurele verkeersveiligheidsrisico's zijn vastgesteld die beheer rechtvaardigen, dan wel omdat eerst andere maatregelen aan de orde zijn.

De achtergrond waartegen de verkeersveiligheidsproblematiek zich in Drenthe voordoet, wordt mede bepaald door de omvang en ruimtelijke spreiding van de reeënpopulatie. Jaarlijks worden tijdens de grofwild-trendtelling minimaal circa 10.000 reeën geteld. Deze telling betreft een Minimum Number Alive (MNA) en geeft daarmee uitsluitend de minimale populatieomvang weer; vanwege de beperkte zichtbaarheid van reeën, met name in gebieden met veel dekking, ligt de werkelijke populatieomvang hoger. Zoals beschreven in hoofdstuk 3 en weergegeven in figuur 3.1 bevindt de populatie zich rondom de ca. 10.000 getelde reeën waarmee de provincie Drenthe na de provincie Gelderland de provincie is met de hoogste populatie reeën van Nederland. In combinatie met het dichte wegennet leidt dit ertoe dat aanrijdingen met reeën zich op veel locaties en trajecten manifesteren, hetgeen de noodzaak benadrukt om schadebestrijding specifiek te richten op risicovolle wegtrajecten (zie hfd. 8.1 Afweging - paragraaf analyse verkeersveiligheid). De ontwikkeling in aanrijdingen is bovendien recent sterk toegenomen. Sinds de schorsing van de vergunning in januari 2025 is het aantal aanrijdingen verder toegenomen; in kalenderjaar 2025 is het aantal aanrijdingen gestegen tot ruim boven de 1.000, hetgeen het hoogste niveau ooit betreft. Deze ontwikkeling en duiding zijn opgenomen in hfd. 5 Verkeersveiligheid; de visuele weergave van aanrijdingen in relatie tot het wegennet is opgenomen in figuur 5.1.

Een opvallend groot aandeel van de aanrijdingen vindt plaats op de A- en N-wegen binnen de provincie Drenthe. Gezien het type weg en het verkeersbelang is snelheidsverlaging op deze wegen geen realistische optie. Langs grote delen van deze (snel)wegen wordt bermbeheer toegepast en is sprake van relatief overzichtelijke zichtlijnen, waardoor de zichtbaarheid van dieren voor weggebruikers is vergroot en het risico op aanrijdingen in enige mate kan worden beperkt. Tegelijkertijd maakt juist dit open karakter van de wegprofielen het aanleggen van

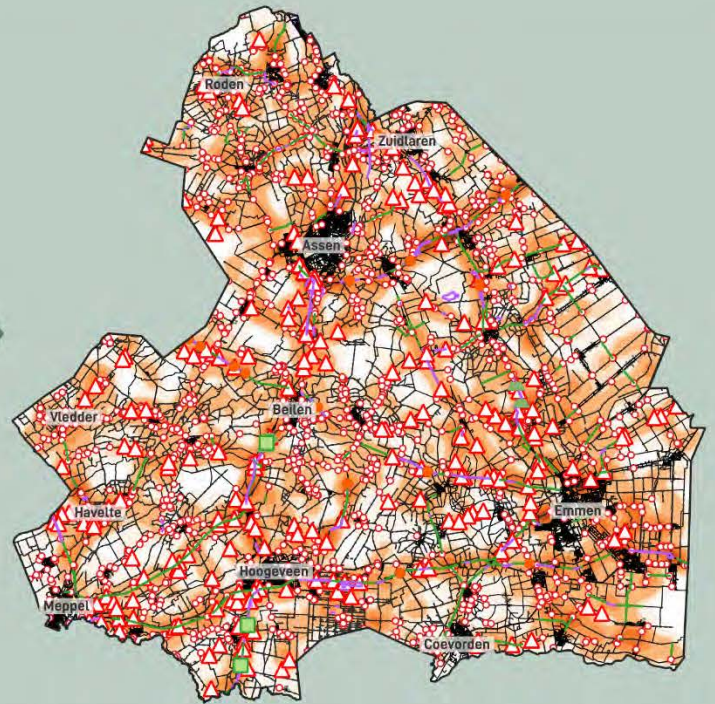
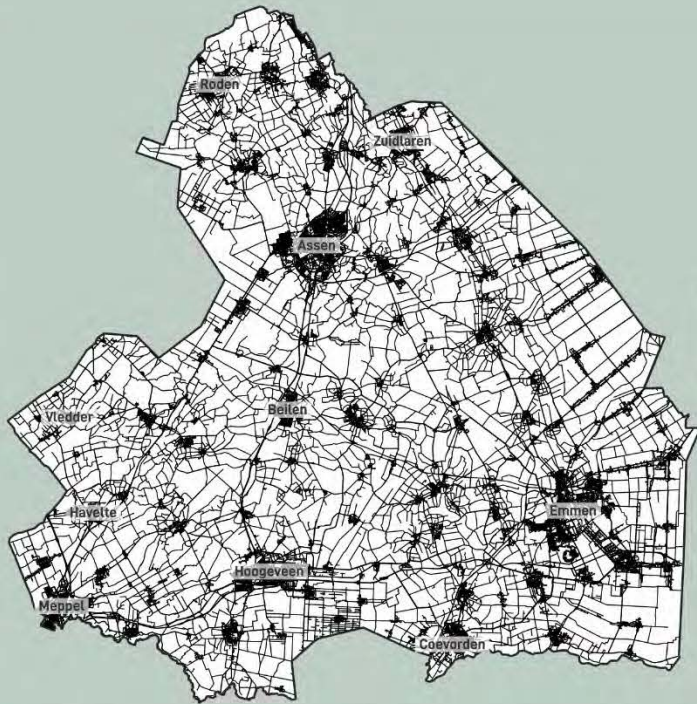
ree-werende rasters op grote schaal landschappelijk zeer ingrijpend en daarmee in redelijkheid niet wenselijk. Bovendien vormen dergelijke rasters een substantiële barrière voor andere diersoorten doordat migratie- en uitwisselingsroutes worden belemmerd. Wel zijn op specifieke knelpunten waar wegen natuurgebieden kruisen reeds ree-werende hekwerken gerealiseerd, zoals op de N48 en A37 ten zuiden en oosten van Hogeveen, maar ook langs de snelwegen rondom Assen (A28 en N33), Beilen (A28 en N381), Borger (N34 en N374), Gieten (N33), Nieuw-Amsterdam (A37), Erm (N34) en de bossen bij Odoorn (N34). Daarnaast wordt sinds 2004 op verschillende trajecten gewerkt aan het verminderen van de barrièrewerking van infrastructuur voor de biodiversiteit, onder meer in het kader van het landelijke Meerjarenprogramma Ontsnippering (Ministerie van Verkeer en Waterstaat et al., 2004). Dit programma is als zelfstandig rijksprogramma afgerond in 2018, waarna de resultaten en maatregelen zijn geïntegreerd in regulier beheer van infrastructuur. Binnen dit beleidskader zijn reeds diverse maatregelen gerealiseerd, zoals faunapassages (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2019). De aanwezigheid van deze infrastructurele voorzieningen is echter geen reden geweest om trajecten uit het uitvoeringsgebied te verwijderen, aangezien ondanks de aanleg van deze maatregelen het aantal aanrijdingen tot en met 2025 op meerdere locaties structureel hoog is gebleven en deze voorzieningen het risico tot op heden onvoldoende hebben kunnen reduceren tot het maatschappelijk aanvaardbaar niveau zoals vastgesteld door de provincie Drenthe.

Om het aantal wegkruisingen over risicovolle wegtrajecten te verlagen en daarmee het aanrijdingsrisico te reduceren, is het noodzakelijk de lokale dichtheid van reeën rondom deze trajecten te beïnvloeden. Daarbij gaat het niet enkel om de lokaal territoriaal gebonden dieren, maar in belangrijke mate om de aanwas die vanuit deze territoria ontstaat. Met name jonge dieren verlaten hun geboortegebied op zoek naar een eigen leefgebied en dragen daarmee in belangrijke mate bij aan het aantal wegkruisingen nabij risicovolle wegtracés (zie ook Figuur 5.1). Reeën hebben gemiddeld een territoriumgrootte van circa 25 hectare, met incidentele uitlopers tot ongeveer 204 hectare. Om daadwerkelijk invloed uit te oefenen op het aantal verplaatsingen en wegkruisingen in de nabijheid van een wegtracé, is daarom een uitvoeringsgebied van circa 1,5 kilometer rondom het betreffende traject vereist. Bij het vaststellen van deze zone wordt rekening gehouden met het feit dat vrijgekomen leefgebied op termijn opnieuw kan worden bezet door disperserende dieren. Uit onderzoek blijkt dat bij meer dan 80% van de reeën de dispersieafstand ligt tussen de 1 en 1,5 kilometer van hun geboortegrond (zie hfd 3). Door deze ecologische processen expliciet te betrekken bij de afbakening van het uitvoeringsgebied, wordt geborgd dat de verlaging van het aantal wegkruisingen en daarmee de aanrijdingskans niet tijdelijk maar structureel van aard is. Daarnaast houdt een zonerings van 1,5 kilometer rekening met de praktische uitvoerbaarheid en veiligheid van het beheer. Op veel locaties is het vanwege landschappelijke of infrastructurele beperkingen niet mogelijk om op korte afstand van de weg veilig te handelen. Een uitvoeringszone op grond van de dispersie afstand vergroot de mogelijkheden voor een zorgvuldige, veilige en verantwoorde uitvoering van het beheer.

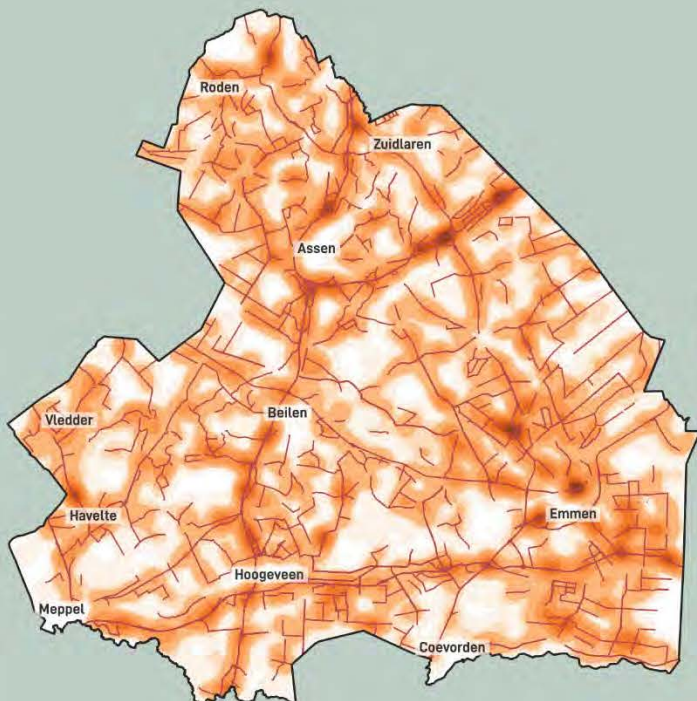
De selectie van risicovolle wegtrajecten heeft plaatsgevonden aan de hand van een tweestapsbenadering (zie Figuur volgende pagina selectieprocedure risicovolle wegtrajecten). De provincie Drenthe beschikt over circa 10.514 kilometer wegdek. In een eerste stap is beoordeeld of een wegtraject als risicovol kan worden aangemerkt op basis van het voorkomen van aanrijdingen met reeën, zoals toegelicht in paragraaf 8.1 (analyse verkeersveiligheid). Daarbij zijn wegtrajecten binnen de bebouwde kom buiten beschouwing gelaten gezien beheer middels afschot hier geen wenselijke maatregel is. Voor de overige wegen is als criterium gehanteerd dat binnen een traject van drie kilometer in de afgelopen beheerperiode van vijf jaar minimaal vijf aanrijdingen hebben plaatsgevonden. Alleen trajecten die aan deze drempel voldoen, zijn als risicovol aangemerkt. In een tweede stap is voor de als risicovol aangemerkte wegtrajecten beoordeeld in hoeverre alternatieve maatregelen zijn toegepast. Daarbij is getoetst of ten minste één maatregel aanwezig is die in beginsel geschikt is om het aanrijdingsrisico te beperken. Wegtrajecten waar dergelijke maatregelen ontbreken, zijn niet opgenomen in het uitvoeringsgebied, omdat deze wegen primair in aanmerking komen voor het treffen van alternatieve maatregelen. Binnen deze tweede stap zijn ook trajecten beoordeeld met een tunnelachtig wegprofiel, gekenmerkt door doorlopende bossages of houtopstanden tot direct aan de rijbaan. Hoewel op deze trajecten sprake kan zijn van een verhoogd aantal aanrijdingen, is vastgesteld dat de beperkte zichtbaarheid voor zowel weggebruikers als dieren hier een dominante risicofactor vormt. Het terugzetten van vegetatie en het verbeteren van de overzichtelijkheid zijn in deze situaties een logisch, proportioneel en eerst toe te passen alternatief. Zolang deze maatregelen niet zijn gerealiseerd of geëvalueerd, zijn deze trajecten niet opgenomen in het uitvoeringsgebied. Dit betreft meerdere trajecten met een vergelijkbaar wegprofiel, waaronder bijvoorbeeld de Sjoert-/Bazuinerweg/Drogterweg en Hunzeweg, alsmede andere wegen waar sprake is van aaneengesloten bossages tot aan de rijbaan en beperkte zichtlijnen.

Deze werkwijze heeft ertoe geleid dat circa 2,4 duizend kilometer van het totale wegennet van circa 10,5 duizend kilometer weglengte is aangewezen als risicovol wegtraject en daarmee onderdeel vormt van het uitvoeringsgebied. Hierbij wordt de intensiteit van het beheer binnen het uitvoeringsgebied gericht op de risicovolle wegtrajecten, waarbij 50% van de totale bestandsvermindering moet plaatsvinden in jachtvelden waarbinnen deze trajecten zich bevinden. De gekozen afbakening van 1,5 kilometer rondom deze trajecten borgt dat de verlaging van de lokale dichtheid van reeën rondom risicovolle wegtrajecten structureel is, rekening houdend met territoriumgebruik, dispersie en herbezetting. Hierbij is het uitvoeringsgebied tevens ook aangepast naar natuurlijke begrenzingen. Buiten het aldus vastgestelde uitvoeringsgebied, waaronder de in Figuur 8.4 als wit weergegeven gebieden, vindt geen beheer plaats.

Selectieprocedure risicovolle wegtrajecten



Wegennet Drenthe. In totaal telt de provincie Drenthe ca. 10,5 duizend kilometer aan wegen. Alleen wegen waar sprake is van een verhoogd risico op een aanrijding met een ree wordt beheer overwogen. Bij de overweging speelt de aanwezigheid van Alternatieve maatregelen een van de belangrijkste criteria. Enkel wegen waar Alternatieven effectief zijn ingezet blijven behouden.



Trajecten en uitvoeringsgebied. In totaal bleven er na selectie ca. 2,4 duizend kilometer aan risicovolle wegtrajecten over (rode lijnen). Om het uitvoeringsgebied te berekenen zijn deze wegen gebufferd met een strook van 1,5 kilometer (licht-oranje gebied) conform de gestelde dispersieafstand van reeën.

Kaart uitvoeringsgebied

Kaart uitvoeringsgebied risicovolle wegtrajecten



Uitvoeringsgebied risicovolle wegtrajecten ree Drenthe. Deze kaart geeft de risicovolle wegtrajecten weer met 1,5 kilometer zone. In het uitvoeringsgebied zijn de gronden waar geen uitvoering wordt gegeven, zoals bebouwde kom en delen van natuurgebieden uit de kaart gehaald waarbij de natuurlijke begrenzing in het veld leidend is geweest.

Figuur 8.4 Uitvoeringsgebied en totstandkoming risicovolle wegtrajecten Drenthe

Diersoort	Doel	Strategie	Periode	Uitvoeringsgebied
Ree	In het belang van de verkeersveiligheid	Combinatie van vergunningsvrije preventieve maatregelen en vergunningsplichtige inzet van afschot om de dichtheid te verlaan rondom risicovolle tracés	Bokken: Jaarrond Geiten: van 1-9 t/m 31-3; Kalveren (mannelijk en vrouwelijk): Jaarrond	Risicovolle trajecten incl. de 1.5 km zoneringsdaaromheen. Zie figuur 8.4
Ree	Uit het leiden verlossen van reeën.	Het uit het lijden verlossen van aangereden reeën, dan wel van ernstig zieke of verzwakte reeën waarvoor geen reële herstelkans bestaat.	Jaarrond	Gehele provincie

Periode

Bij de uitvoering van het reeënbeheer is de natuurlijke leefwijze en het gedrag van het ree het uitgangspunt geweest voor de vaststelling van de beheerperioden (Leidraad Reeënbeheer 2025, S. Crasborn). Daarbij is zorgvuldig afgewogen in welke perioden het beheer ecologisch verantwoord en doelmatig kan plaatsvinden, met oog voor het welzijn van de dieren en het beperken van verstoring. Bokken en kalveren, waarbij onder kalveren wordt verstaan dieren die nog bij de moeder lopen en waarvoor 1 juni als verjaringsdatum wordt gehanteerd, kunnen in beginsel jaarrond worden beheerd. Afhankelijk van het moment van geboorte kunnen kalveren in dit kader jonge dieren betreffen tot een leeftijd van maximaal circa 18 maanden. Onder kalveren vallen tevens smaldieren en spitsers, voor zover het betreft dieren van het lopende geboortjaar die het territorium van de standgeit nog niet hebben verlaten. Beheer vindt bij voorkeur plaats in de zomermaanden, wanneer bokken actiever zijn en zich beter laten benaderen. De beheerperiode voor bokken is vastgesteld op het gehele jaar, van één uur voor zonsopkomst tot één uur na zonsondergang. Geiten werpen rond mei hun kalveren. In deze periode is beheer van geiten ongewenst, omdat het afschot van een zogende geit kan leiden tot het sterven van de kalveren, die in de eerste acht tot tien weken volledig afhankelijk zijn van moedermelk. Ook na deze periode is het kalf nog afhankelijk van de moeder voor gedragsontwikkeling en sociale inprenting. Daarom wordt het beheer op geiten pas toegestaan na afloop van de zoogtijd, waarbij het de voorkeur geniet het kalf vóór de geit te schieten. De beheerperiode voor geiten loopt daarom van 1 september tot en met 31 maart en geldt, net als voor bokken, van één uur voor zonsopkomst tot één uur na zonsondergang. Gedurende de periode van 1 april tot en met 31 augustus is afschot van geiten gesloten. Deze indeling houdt rekening met aspecten zoals herkenbaarheid in het veld, rustperiodes rond bronst en kalfzetting, en het voorkomen van verstoring van de voortplanting. Bokken zijn in het voorjaar goed herkenbaar aan de ontwikkeling van het gewei, terwijl geiten in de zomer doorgaans worden ontzien vanwege de zorg voor hun kalveren. Smalreeën vormen een aparte categorie omdat zij in het veld niet altijd goed te onderscheiden zijn van volwassen geiten, maar wel een belangrijke rol spelen in de demografische structuur van de populatie en daarmee in het sturen van populatieontwikkeling, bij twijfel dienen dan ook smalreeën tussen 1 april en 31 augustus niet geschoten te worden.

Middelen

Bij het opsporen en doden van reeën wordt gebruikgemaakt van het geweer, een mes en (zweet)honden, met uitzondering van lange honden. Het geweer dient ten minste één getrokken loop te hebben en moet worden gebruikt in combinatie met munitie waarvan de trefenergie op 100 meter minimaal 980 Joule bedraagt. Honden mogen uitsluitend worden ingezet voor het opsporen van gewonde of reeds gedode dieren. Het gebruik van een mes is uitsluitend toegestaan om een gewond dier uit zijn lijden te verlossen indien het afgeven van een schot om veiligheidsredenen niet mogelijk is. De FBE vraagt tevens vergunning aan voor het gebruik van geluiddempers voor reewildbeheerders die vanuit Justis een ontheffing op de wet wapens en munitie hebben gekregen voor het bezit van een geluidsdemper. Geluiddemping draagt bij aan efficiënt beheer doordat het opschrikken van reeën wordt beperkt, wat leidt tot minder stress. Ook worden de reewildbeheerders zelf ook minder blootgesteld aan geluidsbelasting, wat in lijn is met Europees recht, en wordt verstoring van andere fauna, met name in en nabij natuurgebieden, beperkt. Omdat er geen alternatieve middelen beschikbaar zijn die schotgeluid doeltreffend dempen, acht de FBE het wenselijk om het gebruik van geluiddempers toe te staan. Wanneer een reewildbeheerder beschikt over een ontheffing op grond van de Wet wapens en munitie voor het voorhanden hebben van een geluidsdemper, kan hiervan gebruik worden gemaakt. Dit draagt bij aan het beperken van hinder voor omwonenden en verstoring van overige fauna. Daarnaast verzoekt de FBE om vergunningverlening voor het gebruik van het geweer in de periode van één uur vóór zonsopgang tot één uur ná zonsondergang. Gelet op het gedragspatroon van reeën, die met name in de schemerperiodes actief zijn, is het noodzakelijk dat beheer ook binnen deze tijdvakken kan plaatsvinden om het beoogde risicobeheer effectief uit te voeren. Ter borging van een zorgvuldige, selectieve en diervriendelijke uitvoering wordt aanvullend toestemming gevraagd voor het gebruik van nachtzichtversterkende apparatuur. Deze middelen stellen de beheerder in staat om reeën onder beperkte lichtomstandigheden adequaat te observeren en het te schieten dier zorgvuldig te selecteren, waarmee het risico op foutieve determinatie en onnodig dierenleed wordt beperkt.

Tot slot vraagt de FBE een provincie brede vergunning aan voor het bestrijden en voorkomen van onnodig lijden bij zieke of gebrekkige reeën. Deze vergunning dient jaarrond en gedurende het volledige etmaal te gelden, en beschikbaar te zijn voor alle jachtaktehouders die bevoegd zijn tot schadebestrijding en beheer op de betreffende gronden. Het gebruik van het geweer is daarbij toegestaan.

3. Monitoring

Monitoring speelt een cruciale rol in het beheer van mens-dierconflicten en vormt een onmisbaar onderdeel van de gebiedsgerichte aanpak van de provincie Drenthe. In lijn met de principes van de 'Conflict to Coexistence (C2C) Approach' wordt monitoring ingezet om inzicht te verkrijgen in de effectiviteit van maatregelen, de samenwerking tussen stakeholders en de impact op ecologische en economische doelen. Deze aanpak is ontwikkeld door het Human-Wildlife Conflict and Coexistence Collaborative van de IUCN Species Survival Commission, in samenwerking met onder meer WWF en internationale onderzoeksinstellingen (Gross et al., 2025). De C2C-aanpak is gebaseerd op vier leidende principes: het behouden van tolerantie, het delen van verantwoordelijkheid, het opbouwen van robuuste systemen en het hanteren van een holistische benadering. Door deze principes structureel te verankeren in het faunabeheer wordt gewerkt aan duurzame co-existentie tussen mens en dier. Monitoring wordt binnen dit kader niet alleen gezien als toetsing achteraf, maar als een essentieel en continu onderdeel van adaptief beheer.

Voor het meetbaar maken van effecten en het ondersteunen van besluitvorming wordt onderscheid gemaakt tussen maatschappelijke impactindicatoren en ecologische responsindicatoren. Deze indicatoren worden gebruikt om de effectiviteit van het beheer te volgen en om adaptief bij te kunnen sturen binnen het kader van het faunabeheer. In lijn met het C2C-kader worden maatschappelijke risico's en ecologische effecten daarbij afzonderlijk gemonitord en niet als uitwisselbaar beschouwd.

Binnen het kader van het ree beheer worden in de provincie Drenthe vier hoofdindicatoren onderscheiden die nauwlettend worden gemonitord:

- de ontwikkeling van het aantal verkeersaanrijdingen;
- de ecologische impact op flora;
- de omvang van belangrijke landbouw- en bosbouwschade;
- de vitaliteit en gezondheid van hoefdieren.

De ontwikkeling van het aantal verkeersaanrijdingen fungeert als primaire maatschappelijke impactindicator en vormt de directe aanleiding voor inzet van risicobeheer. Ecologische indicatoren, waaronder aspecten van vegetatieontwikkeling, schade en diergezondheid, worden gebruikt als biologische responsindicatoren om ecologische effecten van beheer te volgen, maar worden niet gekoppeld aan verkeersveiligheid of andere antropogene risico's.

Momenteel is uitsluitend het hoge en toenemende aantal verkeersaanrijdingen aanleiding om binnen de provincie Drenthe risicobeheer middels afschot toe te passen bij

reeën. Via de werkplannen wordt de jaarlijkse toewijzing van het afschot gestuurd op basis van populatiemonitoring en de ontwikkeling van het aantal aanrijdingen op WBE-niveau. Deze toewijzing vindt jaarlijks plaats en is gebaseerd op de combinatie van populatiegegevens en maatschappelijke impactindicatoren.

Landbouwschade

Landbouwschade wordt middels onafhankelijke taxaties geregistreerd door BIJ12 Faunazaken. Hierbij kunnen agrariërs een tegemoetkoming in schade aanvragen en wordt hun schade getaxeerd. Een belangrijk afweging bij de interpretatie van deze data is dat uit verschillende evaluaties blijkt dat veel secundaire factoren van invloed zijn op de uiteindelijke geregistreerde schade. Enkele factoren die de mate van geregistreerde schade beïnvloeden zijn fysiologische en klimatologische omstandigheden, maar vooral beleidsmatige aspecten zoals de wijze van taxatie (Latour et al., 2019) en het invoeren van behandelbedragen. Een andere belangrijke factor is de mate van tolerantie van boeren om wildschade te accepteren (WWF, 2024; Gross et al., 2025). De FBE ontvangt maandelijks een nieuwe dataset met de schades aan gewassen en vee (BIJ12). Aan de hand van deze dataset monitort de FBE de landbouwschade regelmatig. Daarbij wordt er altijd gekeken naar getaxeerde schade, omdat deze schade het dichtste bij de werkelijkheid ligt. Daarbij vindt er tweemaal per jaar overleg plaats tussen de provincie, een BIJ12 Faunazaken consultant en de FBE om zo de ontwikkeling van de faunashade goed te volgen en bij te schakelen waar nodig.

Impact op de flora en fauna

De aanwezigheid van reeën kan invloed hebben op de structuur en samenstelling van bosesystemen, met name door vraat aan bosverjonging en jonge houtige vegetatie. In de provincie Drenthe vindt op dit moment geen provinciebrede, systematische registratie plaats van vraatschade door reeën. Wel wordt in de praktijk door terreinbeherende organisaties incidenteel schade aan bosaanplant en natuurlijke verjonging waargenomen. Binnen het Climate Change project van Staatsbosbeheer wordt sinds enkele jaren op specifieke locaties gericht gemonitord op vraatdruk en veranderingen in boomsoortsamenstelling. De eerste waarnemingen uit deze monitoring wijzen op lokale vraateffecten, maar de looptijd van het project is vooralsnog te kort om op basis daarvan trendmatige of statistisch onderbouwde conclusies te trekken over structurele overbegrazing door reeën. Meerjarige data zijn hiervoor noodzakelijk. Op provinciaal niveau zijn tot op heden geen vastgestelde gevallen van structurele of grootschalige schade aan flora door reeën gedocumenteerd.

Monitoring en borging van de staat van instandhouding

Monitoring vormt een essentieel onderdeel van het adaptieve beheer en dient ter borging van de vooraf beoordeelde gunstige staat van instandhouding. De jaarlijkse tellingen, sterfteregistraties en rapportages maken inzichtelijk of de uitvoering van het beheer plaatsvindt binnen de vastgestelde randvoorwaarden. De staat van instandhouding wordt niet achteraf opnieuw beoordeeld, maar is ex ante gewogen en vastgelegd in dit faunabeheerplan. Indien monitoring uitwijst dat vooraf vastgestelde ondergrenzen of trends worden benaderd, wordt het beheer overeenkomstig de planregels en vergunningsvoorschriften bijgesteld. Daarmee is verzekerd dat het beheer niet kan leiden tot een verslechtering van de staat van instandhouding.

Verkeersaanrijdingen

In de provincie Drenthe veroorzaken aanrijdingen met reeën voornamelijk maatschappelijke, letsel- en economische schade. De afhandeling van verkeersaanrijdingen met hoefdieren wordt uitgevoerd door valwildvrijwilligers en de politie Noord-Nederland. Het structureel monitoren van aanrijdingen is van groot belang om risico's voor de verkeersveiligheid inzichtelijk te maken en om het risicobeheer gericht te kunnen sturen. Momenteel worden enkel verkeersaanrijdingen waarbij valwildvrijwilligers of wegbeheerders betrokken zijn structureel geregistreerd. De politie Noord-Nederland gaat wel over op het euthanaseren van een aangereden ree, onder anderen met behulp van het dienstwapen, maar maakt hier geen of slechts beperkt registratie van. Hierdoor vormt de beschikbare registratie van valwild een conservatieve weergave van het daadwerkelijke aantal aanrijdingen.

Binnen het faunabeheerplan fungeert het aantal verkeersaanrijdingen als primaire maatschappelijke impact- en risico-indicator voor de verkeersveiligheid. De Faunabeheereenheid Drenthe registreert en analyseert daarbij onder meer:

- **Aantal dieraanrijdingen:** Het registreren van het aantal incidenten met dieren per jaar biedt inzicht in de omvang van het probleem en de effectiviteit van de reeds genomen maatregelen.
- **Seizoensgebonden patronen:** Door het analyseren van pieken in het aantal aanrijdingen (bijvoorbeeld tijdens migratie- of bronstseizoenen) kunnen en worden al gerichte maatregelen genomen, zoals het plaatsen van tijdelijke waarschuwborden.
- **Locaties van aanrijdingen:** Het in kaart brengen van knelpunten biedt de mogelijkheid om gebied specifieke maatregelen te nemen.
- **Tijdstip van aanrijdingen:** Het registreren van het tijdstip van aanrijdingen helpt bij het inzetten van waarschuwingssystemen of snelheidsbeperkingen tijdens kritieke momenten zoals schemering en nachtelijke uren.
- **Maatschappelijke, economische en letsel schade:** Het registreren, wanneer mogelijk, van de gevolgen van een aanrijding maakt inzichtelijk welke gevolgen een aanrijding voor betrokken mens en dier hebben alsook de maatschappelijke gevolgen in de vorm van wegafsluitingen en betrokken instanties waaronder politie ambulance en wegbeheerders.

De ontwikkeling van verkeersaanrijdingen wordt structureel door de FBE geanalyseerd en steeds afgezet tegen de trends uit voorgaande jaren. Tijdelijke afwijkingen kunnen optreden als gevolg van externe verstoringen, zoals boswerkzaamheden of wegwerkzaamheden, die het verplaatsingsgedrag van reeën beïnvloeden en tijdelijk tot een verhoogd aantal aanrijdingen kunnen leiden. Indien de analyse daartoe aanleiding geeft, kan de intensiteit van het risicobeheer worden aangepast. Dit gebeurt altijd in afstemming met de betreffende WBE's en wordt uiteindelijk vastgesteld en toegewezen door de FBE.

Adaptieve aanpak

De effectiviteit van het beheer is afhankelijk van een continue monitoring van de bovengenoemde indicatoren. Door systematisch gegevens te verzamelen worden jaarlijks trends geïdentificeerd en zal de uitvoering van de

vergunning hierop middels de werkplannen worden aangepast. Deze adaptieve benadering zorgt ervoor dat de uitvoering van de vergunning jaarlijks wordt gemonitord en daarmee kan worden bijgestuurd waardoor deze gericht blijft op het behouden van een ecologisch evenwicht tussen de reeënpopulatie en maatschappelijke belangen; en niet tot enkel het beheer.

Populatieontwikkeling

De monitoring van populatieontwikkelingen in Drenthe vindt plaats op basis van de reeëntelling (Minimum Number Alive, MNA), uitgevoerd binnen de werkgebieden van wildbeheereenheden. Voor reeën wordt de zomerpopulatie geschat met behulp van de mortaliteitsmethode, waarbij de populatiedynamiek en het aantal geregistreerde verkeersslachtoffers en afschotmeldingen wordt gekoppeld aan modelmatige aannames over sterfte en reproductie.

Jaarlijkse tellingen

In Drenthe wordt de aantalsontwikkeling van reeën jaarlijks gemonitord door middel van voorjaartellingen die onder coördinatie van de WBE's worden uitgevoerd. Deze tellingen volgen het landelijk telprotocol van de Vereniging Het Ree en zijn gericht op het verkrijgen van betrouwbare, kwantitatieve gegevens ter onderbouwing van duurzaam beheer. Conform artikel 6.3, lid 4 van het Omgevingsbesluit zijn faunabeheerders verplicht jaarlijks gegevens te verstrekken over het aantal getelde reeën. Deze gegevens worden geregistreerd in het registratiesysteem van de FBE. FBE Drenthe verwerkt de resultaten en koppelt deze terug aan de betrokken WBE's, zodat de aantalsontwikkeling nauwgezet gevolgd kan worden en het beheer hierop afgestemd blijft.

De tellingen vinden plaats in vaste telgebieden die zo zijn ingericht dat ze binnen één telronde volledig geïnventariseerd kunnen worden. De richtlijn voor telinspanning bedraagt circa 2,5 uur per gebied. Jaarlijks worden drie opeenvolgende telrondes uitgevoerd tijdens schemering in het vroege voorjaar, doorgaans eind maart tot begin april. Tellingen vinden 's avonds plaats van twee uur voor zonsondergang tot het donker is, of in de ochtend van een half uur voor zonsopkomst tot twee uur daarna. Afwijkingen van deze perioden zijn alleen toegestaan na overleg met FBE Drenthe. Waarnemingen worden per telronde vastgelegd op gestandaardiseerde formulieren, inclusief datum, tijd, locatie, geslacht, leeftijdscategorie en bijzonderheden. Waar mogelijk worden ook coördinaten geregistreerd. De verzamelde gegevens worden gevalideerd door telcoördinatoren om dubbeltellingen, onvolledigheden en fouten te corrigeren. Deze validatie is essentieel voor de betrouwbaarheid van de tellingen en vindt plaats volgens vaste richtlijnen. Het resultaat wordt uitgedrukt als het Minimum Number Alive (MNA): het hoogste aantal waargenomen reeën binnen een telgebied tijdens één van de drie rondes. Het MNA is geen absolute populatieschatting, maar vormt een reproduceerbare indicator voor het volgen van trends. Door herhaling in vaste gebieden ontstaat inzicht in langjarige ontwikkelingen en spreidingspatronen. De tellingen worden primair uitgevoerd vanuit voertuigen om verstoring te minimaliseren en de trefkans te vergroten. Alleen waar noodzakelijk worden telposten ingezet; tellingen te voet worden vermeden. Dankzij deze uniforme en zorgvuldige aanpak ontstaat jaarlijks een representatief beeld van de reeënpopulatie in

Drenthe. De resultaten vormen een fundament voor evaluatie en bijstelling van het faunabeheer. Voor het volledige telprotocol wordt verwezen naar de richtlijnen van de Vereniging Het Ree ([link Landelijk telprotocol](#)).

Mortaliteitsmethode ree

De populatieberekening op basis van mortaliteit maakt gebruik van gegevens uit het registratiesysteem FRS, waarin sterftcijfers zoals aanrijdingen, dood gevonden dieren en afschot worden geregistreerd. Deze gegevens worden elk half jaar aangevuld met aanrijdingsgegevens van de wegbeheerders middels een door de provincie aangeleverde dataset. Aan een bepaalde omvang van sterfte is een minimale populatiegrootte verbonden om deze sterfte te kunnen compenseren. In een stabiele populatie is de jaarlijkse aanwas gelijk aan de sterfte, bij een toenemende populatie is de aanwas groter dan de sterfte en bij een dalende populatietrend is de sterfte groter dan de aanwas.

Op basis van het vastgestelde sterftcijfer wordt met de mortaliteitsmethode teruggerekend hoeveel volwassen reegeiten minimaal nodig zijn om deze sterfte te dragen. Daarbij wordt gebruikgemaakt van een gestandaardiseerde jaarlijkse nettoproductie van 0,7, zijnde het minimale aantal kalveren dat een volwassen reegeit in Nederland gemiddeld succesvol grootbrengt. Deze parameter is vastgesteld door de Vereniging Het Ree op basis van deskundigheid en observaties, mede afgeleid uit internationale studies. Een volwassen reegeit krijgt gemiddeld één tot twee kalveren per jaar, met een reproductiepotentieel (potentiële worpgrootte) dat doorgaans rond ~1,3-1,7 foetussen/embryo's ligt (Strandgaard, 1972; Hewison, 1996; Flajšman et al, 2018).

De overlevingskans van kalveren varieert sterk per gebied en jaar en ligt doorgaans tussen de 30% en 70%, afhankelijk van predatie, weersomstandigheden en habitatstructuur (Jarnemo & Liberg, 2005; Panzacchi et al., 2009). Dit resulteert gemiddeld in circa 0,5 tot 1,0 succesvol opgroeiende kalveren per reegeit per jaar, wat wordt vertaald naar een gestandaardiseerde nettoproductie van 0,7.

De geslachtsverhouding wordt vastgesteld op basis van de beschikbare tellingen. Deze vastgestelde geslachtsverhouding maakt het mogelijk om, zodra het minimaal benodigde aantal geiten is bepaald, tevens af te leiden hoeveel bokken minimaal aanwezig moeten zijn. De mortaliteitsmethode berekent daarmee niet rechtstreeks aantallen bokken of geiten, maar geeft inzicht in de minimale omvang en samenstelling van de populatie die nodig is om de waargenomen sterfte en populatietrend te kunnen verklaren.

Aanvullend leveren de WBE's gestandaardiseerde trendtellingen aan, die inzicht geven in de relatieve ontwikkeling van de populatie en de geslachtsverhouding. Deze tellingen zijn trendmatig van aard en niet bedoeld om de volledige populatie waar te nemen. Door de mortaliteitsmethode, die is gebaseerd op gevalideerde sterftegegevens, naast de trendtellingen te gebruiken ontstaat een robuuster en consistent beeld van de minimale omvang, samenstelling en ontwikkeling van de reeënpopulatie.



9. Literatuurlijst

- Abeyrathna, W. A. N. U., & Langen, T. A. (2021). Effect of Daylight Saving Time clock shifts on white-tailed deer-vehicle collision rates. *Journal of environmental management*, 292, 112774.
- Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. (2015, 13 mei). ECLI:NL:RVS:2015:1717.
- Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. (2015, 6 mei). ECLI:NL:RVS:2015:1256.
- Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. (2019, 27 november). ECLI: NL:RVS:2019:3946. <https://uitspraken.rechtspraak.nl/#/details?id=ECLI:NL:RVS:2019:3946>
- Andersen, R., Duncan, P., & Linnell, J. D. (Eds.). (1998). *The European roe deer: the biology of success* (Vol. 376). Oslo: Scandinavian university press.
- Anderson, T. L., Sheppard, L. W., Walter, J. A., Rolley, R. E., & Reuman, D. C. (2021). Synchronous effects produce cycles in deer populations and deer-vehicle collisions. *Ecology Letters*, 24(2), 337-347.
- Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R. (2010). *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press, Cambridge
- Bastmeijer, K. (2018). Onderzoek naar de betekenis van 'de gunstige staat van instandhouding', met name in het kader van de beoordeling van ontheffingsaanvragen onder de Wet natuurbescherming.
- Bekker, G. J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlaváč, V., ... & le Maire, B. (2003). *Wildlife and traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. B. Iuell (Ed.). KNNV Publ.
- Benten, A., Annighöfer, P., & Vor, T. (2018a). Wildlife warning reflectors' potential to mitigate wildlife-vehicle collisions—A review on the evaluation methods. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 37.
- Benten, A., Hothorn, T., Vor, T., & Ammer, C. (2018b). Wildlife warning reflectors do not mitigate wildlife-vehicle collisions on roads. *Accident Analysis & Prevention*, 120, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2018.08.003>
- Biersteker, L., Planillo, A., Lammertsma, D. R., van der Sluis, T., Knauer, F., Kramer-Schadt, S., van der Grift, E. A., van Eupen, M., & Jansman, H. A. H. (2024). Habitatgeschiktheid voor de wolf in Nederland : een modelanalyse. (Rapport / Wageningen Environmental Research; No. 3350). Wageningen Environmental Research.
- Bíl, M., Andrášik, R., & Duřa, M. (2020). The effectiveness of a scent fence in reducing wildlife-vehicle collisions: A case study with roe deer. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 85, 102381.
- Bíl, M., Andrášik, R., Duřa, M., & Sedoník, J. (2019). On reliable identification of factors influencing wildlife-vehicle collisions along roads. *Journal of environmental management*, 237, 297-304.
- Bíl, M., Sedoník, J., Andrášik, R., Kuřta, T., & Keken, Z. (2024). Olfactory repellents decrease the number of ungulate-vehicle collisions on roads: Results of a two-year carcass study. *Journal of Environmental Management*, 365, 121561.
- Bissonette, John A. and Kassir, Christine A. (2008) Locations of Deer-Vehicle Collisions are Unrelated to Traffic Volume or Posted Speed Limit, *Human-Wildlife Interactions*: Vol. 2: Iss. 1, Article 19.
- Boerema, L. (2024). Wanneer is de openbare veiligheid in het geding bij aanrijdingen met een ree? *Tijdschrift voor Natuurbeschermingsrecht*, 2024(1), 15-27.
- Bond, A. R. F., & Jones, D. N. (2013). Wildlife Warning Signs: Public Assessment of Components, Placement and Designs to Optimise Driver Response. *Animals*, 3(4), 1142-1161.
- Bonnot, N., Morellet, N., Verheyden, H., Cargnelutti, B., Lourtet, B., Klein, F., & Hewison, A. M. (2013). Habitat use under predation risk: hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer. *European journal of wildlife research*, 59, 185-193.
- Brieger, F., Hagen, R., Kröschel, M., Hartig, F., Petersen, I., Ortmann, S., & Suchant, R. (2017). Do roe deer react to wildlife warning reflectors? A test combining a controlled experiment with field observations. *European Journal of Wildlife Research*, 63, 1-11.
- Brieger, F., Hagen, R., Vetter, D., Dormann, C. F., & Storch, I. (2016). Effectiveness of light-reflecting devices: A systematic reanalysis of animal-vehicle collision data. *Accident Analysis & Prevention*, 97, 242-260.
- Brieger, F., Kämmerle, J. L., Martschuk, N., Ortmann, S., & Hagen, R. (2017). No evidence for a 'warning effect' of blue light in roe deer. *Wildlife Biology*, 2017(1), 1-5.
- Brom, F. W. A. (1999). The use of "intrinsic value of animals" in the Netherlands. In M. Dol, S. Kasanmoentalib, S. Lijsbeth, & E. Raben (Eds.), *Recognizing the intrinsic value of animals: Beyond animal welfare* (pp. 15-28). Assen: Van Gorcum.
- Case, R. M. (1978). Interstate highway road-killed animals: a data source for biologists. *Wildlife Society Bulletin* 6:8-13.
- Centraal Bureau voor de Statistiek (2022). *Bodemgebruik; gebruiksvormen per provincie*. CBS.
- Chintoan-Uta, C., Morgan, E. R., Skuce, P. J., & Coles, G. C. (2014). Wild deer as potential vectors of anthelmintic-resistant abomasal nematodes between cattle and sheep farms. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20132985.
- Chollet, S., S. Padié, S. Stockton, S. Allombert, A. J. Gaston, and J.-L. Martin (2016). Positive plant and bird diversity response to experimental deer population reduction after decades of uncontrolled browsing. *Diversity and Distributions* 22: 274-287.
- Christiernsson, A. (2006). Legal limits and adaptive management of wildlife populations in Swedish law. In Biennial conference of the International Association for the Study of Common Property: 19/06/2006-23/06/2006.
- Clevenger, A. P., & Walther, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation biology*, 14(1), 47-56.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 29(2), 646-653.
- Compendium voor de Leefomgeving (2022). *Landgebruik in Nederland naar hoofdtype*. PBL/CBS/WUR.
- Compendium voor de Leefomgeving. (2014). *Aantalsontwikkeling dagactieve zoogdieren, 1994-2013*. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl142407-aantalsontwikkeling-dagactieve-zoogdieren-1994-2013>
- Compendium voor de Leefomgeving. (2023). *Trend van zoogdieren, 1995-2022*. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl157108-trend-van-zoogdieren-1995-2022>
- Compendium voor de Leefomgeving. (z.j.). *Dagactieve zoogdieren (indicator; bevat o.a. ree-aantallen 1980 en 2007)*. Compendium voor de Leefomgeving (CLO).
- Cornelis, J., Casaer, J., & Hermy, M. (1999). Impact of season, habitat and research techniques on diet composition of roe deer (*Capreolus capreolus*): a review. *Journal of Zoology*, 248(2), 195-207.
- Côté, S.D., T.P. Rooney, J.P. Tremblay, C. Dussault, and D.M. Waller (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.
- Coulson, G.M. (1982). Road kills of Macropods on a section of highway in central Victoria Australia. *Australian Wildlife Research* 9: 21-26.
- Crasborn, S. (2025). *Leidraad Reeënbeheer 2025* [interne beleidsnotitie].
- Creel, S., & Winnie Jr, J. A. (2005). Responses of elk herd size to fine-scale spatial and temporal variation in the risk of predation by wolves. *Animal Behaviour*, 69(5), 1181-1189.
- Cserkés, T., Ottlecz, B., Cserkés-Nagy, Á., & Farkas, J. (2013). Interchange as the main factor determining wildlife-vehicle collision hotspots on the fenced highways: spatial analysis and applications. *European Journal of Wildlife Research*, 59, 587-597.
- Cunningham, C. X., Nuñez, T. A., Hentati, Y., Sullender, B., Breen, C., Ganz, T. R., ... & Prugh, L. R. (2022). Permanent daylight saving time would reduce deer-vehicle collisions. *Current biology*, 32(22), 4982-4988.

- D'Amico, M., et al. (2015). Road speed limits and wildlife mortality: Mitigating impacts in protected areas. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1163-1170.
- D'Angelo, G. J., D'Angelo, J. G., Gallagher, G. R., Osborn, D. A., Miller, K. V., & Warren, R. J. (2006). Evaluation of wildlife warning reflectors for altering white-tailed deer behavior along roadways. *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), 1175-1183.
- D'Angelo, G., & van der Ree, R. (2015). Use of reflectors and auditory deterrents to prevent wildlife-vehicle collisions. *Handbook of road ecology*, 213-218.
- Danielson, B. J., and M. W. Hubbard (1998). A literature review for assessing the status of current methods of reducing deer-vehicle collisions. Iowa Department of Transportation, Ames, Iowa; Iowa Department of Natural Resources, Des Moines, Iowa, USA.
- de Jong, J. F., van Hooft, P., Megens, H. J., Crooijmans, R. P., de Groot, G. A., Pemberton, J. M., ... & Prins, H. H. (2020). Fragmentation and translocation distort the genetic landscape of ungulates: red deer in the Netherlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 535715.
- De Roo, L. & M. Zekhuis (2012). Monitoring wildwaarschuwingssysteem 2012 in Overijssel. *Landschap Overijssel*, Zwolle.
- de Vos-de Jong, C. J., Bruinderink, G. G., & Elbers, A. R. W. (2010). Veterinary Risk of deer in robust natural corridors in The Netherlands. In 9th Biennial Conference of the European Wildlife Disease Association, Vlieland, The Netherlands.
- Delisle, Z. J., Reeling, C. J., Caudell, J. N., McCallen, E. B., & Swihart, R. K. (2024). Targeted recreational hunting can reduce animal-vehicle collisions and generate substantial revenue for wildlife management agencies. *Science of the Total Environment*.
- Den Ouden, J., Teeuwen, S., & Spek, G.-J. (2022). Criteria voor het evalueren van bosverjonging in Natura 2000 habitattypen op de Veluwe. Wageningen University.
- Den Outer, J. (2023). Rechten voor de natuur: Op weg naar een rechtvaardige relatie met de aarde. Amsterdam: De Correspondent.
- Dodd Jr, C. K., Barichivich, W. J., & Smith, L. L. (2004). Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological conservation*, 118(5), 619-631.
- Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., & Schweinsburg, R. E. (2007). Role of fencing in promoting wildlife underpass use and highway permeability.
- Doerr, M. L., J. B. McAninch, and E. P. Wiggers (2001). Comparison of four methods to reduce white-tailed deer abundance in an urban community. *Wildlife Society Bulletin* 29:1105-1113.
- Ducros, D., Morellet, N., Patin, R., Atmeh, K., Debeffe, L., Cargnelutti, B., ... & Hewison, A. M. (2020). Beyond dispersal versus philopatry? Alternative behavioural tactics of juvenile roe deer in a heterogeneous landscape. *Oikos*, 129(1), 81-92.
- Ellis, W. A., FitzGibbon, S. I., Barth, B. J., Niehaus, A. C., David, G. K., Taylor, B. D., ... & Wilson, R. S. (2016). Daylight saving time can decrease the frequency of wildlife-vehicle collisions. *Biology letters*, 12(11), 20160632.
- Elmeros, M., Winbladh, J. K., Andersen, P. N., Madsen, A. B., & Christensen, J. T. (2011). Effectiveness of odour repellents on red deer (*Cervus elaphus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*): a field test. *European Journal of Wildlife Research*, 57(6), 1223-1226.
- European Food Safety Authority (EFSA), Boklund, A. E., Ståhl, K., Miranda Chueca, M. Á., Podgórski, T., Vergne, T., ... & Mur, L. (2024). Risk and protective factors for ASF in domestic pigs and wild boar in the EU, and mitigation measures for managing the disease in wild boar. *EFSA Journal*, 22(12), e9095.
- Faltusová, M., Ježek, M., Ševčík, R., Silovský, V., & Cukor, J. (2024). Odor fences have no effect on wild boar movement and home range size. *Animals*, 14(17), 2556.
- Faunabeheereenheid Utrecht. (2025). Faunabeheerplan 2026-2031. Stichting Faunabeheereenheid Utrecht.
- Federal Highway Administration. (2008). Wildlife-vehicle collision reduction study: Report to Congress (Publication No. FHWA-HRT-08-034). U.S. Department of Transportation.
- Finnerty, P. B., McArthur, C., Banks, P., Price, C., & Shrader, A. M. (2022). The olfactory landscape concept: a key source of past, present, and future information driving animal movement and decision-making. *BioScience*, 72(8), 745-752.
- Flajšman, K., Borowik, T., Pokorný, B., & Jędrzejewska, B. (2018). Effects of population density and female body mass on litter size in European roe deer at a continental scale. *Mammal Research*, 63, 91-98.
- Forman, R. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., ... & Winter, T. C. (2003). Road ecology. *Science and solutions*, 482.
- Frankham, R., Bradshaw, C. J. A., & Brook, B. W. (2014). Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rule. *Biological Conservation*, 170, 56-63.
- Gagnon, J. W., Dodd, N. L., Sprague, S. C., & Ogren, K. S. (2018). Evaluation of the effectiveness of wildlife guards and right-of-way escape mechanisms for elk, deer, and desert bighorn sheep in Arizona. Arizona Department of Transportation Research Center.
- Gaudio, L., Pucciarelli, L., & Mori, E. (2021). Livestock grazing affects movements and activity pattern of Italian roe deer in Southern Italy. *European Journal of Wildlife Research*, 67(4), 66.
- Gerhardt, P., Arnold, J. M., Hackländer, K., & Hochbichler, E. (2013). Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management*, 310, 173-186.
- Gortázar, C., Vicente, J., VerCauteren, K.C. (2025). Disease Ecology at the Interface Between Deer and Domestic Animals. In: Melletti, M., Focardi, S. (eds) *Deer of the World. Fascinating Life Sciences*. Springer, Cham.
- Griesberger, P., Kunz, F., Reimoser, F., Hackländer, K., & Obermair, L. (2023). Spatial distribution of hunting and its potential effect on browsing impact of roe deer (*Capreolus capreolus*) on forest vegetation. *Diversity*, 15(5), 613.
- Groen, K., van der Veken, T., Mikova, D., Trimbos, K., de Iongh, H., Lelieveld, G. (2025). Onderzoek naar het voedingsgedrag van wolven (*Canis lupus*) in Nederland, onderzoeksjaar 2023. 4/4/2025, br23.019 v8.
- Groot Bruinderink, G. G. (2010). Factoren bij aanrijdingen met wilde hoefdieren op de Veluwe. Wageningen UR / Alterra (rapport; eDepot).
- Groot Bruinderink, G. W. T. A., & Hazebroek, E. (1996). The roe deer (*Capreolus capreolus*) in The Netherlands: ecology and management. *Mammal Review*, 26(3), 123-143.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A., & Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10(4), 1059-1067.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A., Lammertsma, D. R., Goedhart, P. W., Buist, W. G., Wegman, R. M. A., & Spek, G. J. (2010). Factoren bij aanrijdingen met wilde hoefdieren op de Veluwe (Alterra-rapport 2026). Wageningen UR.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A., Van der Sluis, T., Lammertsma, D. R., Opdam, P. F. M., & Pouwels, R. (2010). Wildlife corridors in a fragmented landscape: Ecological and social barriers to animal movement and conservation policy. Wageningen UR.
- Gross, E.M., Jayasinghe, N., Dahal, S., Tenzin, S., Klenzendorf, S., Vannelli, K., van Gils, E., Hilderink-Koopmans, F., McVey, D., Banasiak, N., Boron, V., Frances, D., Petrone, S., Elliott, W., Cranston, K., Clemens, K., Moore, J.F., Glikman, J.A., Kinsky, R., ... & Kinnaird, M.F. (2025). C2C—Conflict to coexistence: A global approach to manage human-wildlife conflict for coexistence. *Conservation Science and Practice*, 7(2), e13292.
- Gunson, K. E., Clevenger, A. P., Ford, A. T., Bissonette, J. A., & Hardy, A. (2009). A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management*, 44(2), 268-277.
- Haasnoot, R. (2013). Faunavoorzieningen: Functionaliteit, Effectiviteit en Toekomstig onderzoek. MSc. Stagerapport. Universiteit Utrecht, Ecologie en Biodiversiteit, Utrecht
- Hart van Nederland. (2025). Motorrijder botst op ree bij Bentelo. Geraadpleegd op 2 november 2025, van <https://www.hartvannederland.nl/112/ongeluk/artikelen/overijssel-bentelo-motorrijder-botst-op-ree>
- Hedlund, J. H., P. D. Curtis, and A. F. Williams (2004). Methods to reduce traffic crashes involving deer: what works and what does not. *Traffic Injury Prevention* 5:122-131.
- Hepenstrick, D., Thiel, D., Holderregger, R., & Gugerli, F. (2012). Genetic discontinuities in roe deer (*Capreolus capreolus*) coincide with fenced transportation infrastructure. *Basic and Applied Ecology*, 13(7), 631-638.
- Heurich, M., Brand, T. T., Kaandorp, M. Y., Šustr, P., Müller, J., & Reineking, B. (2015). Country, cover or protection: what shapes the distribution of red deer and roe deer in the Bohemian Forest Ecosystem?. *PLoS one*, 10(3), e0120960.

- Hewison, A. J. M. (1996). Variation in the fecundity of roe deer in Britain: Effects of age and body weight. *Acta Theriologica*, 41(2), 187–198.
- Hill, J. E., DeVault, T. L., & Belant, J. L. (2021). A review of ecological factors promoting road use by mammals. *Mammal Review*, 51(2), 214–227.
- Hoberg, E. P., Kocan, A. A., & Rickard, L. G. (2001). Gastrointestinal strongyles in wild ruminants. *Parasitic diseases of wild mammals*, 193–227.
- Hodgson, J. A., Thomas, C. D., Wintle, B. A., & Moilanen, A. (2009). Climate change, connectivity and conservation decision making: Back to basics. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 964–969. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01695.x>
- Hoek, N. (2023). Implementing rights of nature: An EU naturesship to complement the European Green Deal. *Utrecht Law Review*, 19(1), 1–16. <https://doi.org/10.36633/ulr.880>
- Hofmann, R. R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78, 443–457. <https://doi.org/10.1007/BF00378733>
- Hothorn, T., Brandl, R., & Müller, J. (2012). Large-scale model-based assessment of deer-vehicle collision risk. *PLoS one*, 7(2), e29510.
- Huijser, M. P., Duffield, J. W., Clevenger, A. P., Ament, R. J., & McGowen, P. T. (2009). Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: A decision support tool. *Ecological and Society*, 14(2).
- Huijser, M. P., et al. (2013). Wildlife-vehicle collision reduction using lower speed limits. *Journal of Wildlife Management*, 77(4), 661–670.
- Huijser, M. P., Kociolek, A. V., McGowen, P. T., Hardy, A., Clevenger, A. P., Smith, D., & Ament, R. (2008). *Wildlife-Vehicle Collision Reduction Study: Report to Congress*. Federal Highway Administration.
- Huijser, M. P., McGowan, P., Clevenger, A. P., Ament, R., & Berger, L. (2008). *Wildlife-vehicle collision reduction study: best practices manual: report to Congress*.
- Huijser, M. P., McGowen, P. T., Fuller, J., Hardy, A., & Kociolek, A. (2007). *Wildlife-vehicle collision reduction study: report to congress (No. FHWA-HRT-08-034)*.
- Huijser, M. P., McGowen, P. T., Fuller, J., Hardy, A., & Kociolek, A. (2008). *Wildlife-Vehicle Collision Reduction Study: Report to Congress (FHWA-HRT-08-034)*. Federal Highway Administration.
- Huijser, M. P., McGowen, P. T., Fuller, J., Hardy, A., & Kociolek, A. V. (2006). *Animal vehicle crash mitigation using advanced technology*. Montana Department of Transportation.
- Huijser, M. P., Mosler-Berger, C., Olsson, M., & Strein, M. (2015). *Wildlife warning signs and animal detection systems aimed at reducing wildlife-vehicle collisions*. Handbook of road ecology, 198–212.
- Hussain, A., Armstrong, J. B., Brown, D. B., & Hogland, J. (2007). Land-use pattern, urbanization, and deer-vehicle collisions in Alabama. *Human-Wildlife Conflicts*, 1(1), 89–96. <https://digitalcommons.unl.edu/hwi/122>
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., ... & Selva, N. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423–1427.
- International Committee on Management of Large Herbivores in the Oostvaardersplassen. (2006). *Reconciling nature and human interests: Advice of the International Committee on the Management of large herbivores in the Oostvaardersplassen (ICMO)*. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- International Committee on Management of Large Herbivores in the Oostvaardersplassen. (2010). *Natural processes, animal welfare, moral aspects and management of the Oostvaardersplassen: Second advice of the International Committee on the Management of large herbivores in the Oostvaardersplassen (ICMO2)*. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- International Committee on Management of Large Herbivores in the Oostvaardersplassen. (2011). *First annual evaluation of the implementation of the ICMO2 recommendations in the Oostvaardersplassen*. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.
- Ishmael, W. E., D. E. Katsma, T. A. Issac, and B.K. Bryant (1993). Live-capture and translocation of suburban white-tailed deer in River Hills, Wisconsin. Pages 87–96 in J. B. McAninch, editor. *Urban deer a manageable resource*. Proceedings of a symposium held at the 55th Midwest fish and wildlife conference, St. Louis, Missouri, USA.
- Jansman, H. A. H., Mergeay, J., Van der Grift, E. A., De Groot, G. A., Lammertsma, D. R., Van den Berge, K., Ottburg, F. G. W. A., Gouvy, J., Schuiling, R., Van der Veken, T., & Nowak, C. (2021). *The return of wolves to the Netherlands: A fact-finding study (Wageningen Environmental Research Report 3107)*. Wageningen University & Research / INBO / Senckenberg.
- Jarnemo, A., & Liberg, O. (2005). Red fox removal and roe deer fawn survival—a 14-year study. *The Journal of wildlife management*, 69(3), 1090–1098.
- Jerina, K. (2012). Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors. *Journal of Mammalogy*, 93(4), 1139–1148.
- Jones, B. A., Grace, D., Kock, R., Alonso, S., Rushton, J., Said, M. Y., ... & Pfeiffer, D. U. (2013). Zoonosis emergence linked to agricultural intensification and environmental change. *Proceedings of the National Academy of sciences*, 110(21), 8399–8404.
- Kamerstukken II 2012/13, 33 348, nr. 3. *Memorie van Toelichting bij de Wet natuurbescherming*.
- Kämmerle, J. L., et al. (2017). Quantifying human-wildlife conflicts: Traffic accidents and the dynamics of deer populations. *Biological Conservation*, 213, 1–8.
- Keken, Z., Wimmerová, L., Šolcová, O., Kušta, T., & Dvořáková, P. (2024). *Olfactory Repellents in Road Ecology: What We Know and What to Focus on in the Future*. Sustainability, 16(14), 5920.
- Kilgo, J. C., Blake, J. I., Grazia, T. E., Horcher, A., Larsen, M., Mims, T., & Zarnoch, S. J. (2020). Use of roadside deer removal to reduce deer-vehicle collisions. *Human-Wildlife Interactions*, 14(1), 87–95. <https://www.jstor.org/stable/10.2307/27316171>
- Kistler, R. (1998). *Unfallprävention durch Wildwarnanlagen: Ergebnisse einer Evaluationsstudie in der Schweiz*. CH-Wildinfo, 6, 1–2.
- Kotzmann, J. (2023). Sentience and intrinsic worth as a pluralist foundation for animal rights. *Oxford Journal of Legal Studies*, 43(2), 405–430. <https://doi.org/10.1093/ojls/ggad013>
- Kuijper, D. P. J., Sahlén, E., Elmhagen, B., et al. (2016). Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1841).
- Kuijper, D. P., Bubnicki, J. W., Churski, M., Mols, B., & Van Hooft, P. (2015). Context dependence of risk effects: wolves and tree logs create patches of fear in an old-growth forest. *Behavioral Ecology*, 26(6), 1558–1568.
- Kuijper, D. P., De Kleine, C., Churski, M., Van Hooft, P., Bubnicki, J., & Jędrzejewska, B. (2013). Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography*, 36(12), 1263–1275.
- Kuijper, D. P., Diserens, T. A., Say-Sallaz, E., Kasper, K., Szafrńska, P. A., Szewczyk, M., ... & Churski, M. (2024). Wolves recolonize novel ecosystems leading to novel interactions. *Journal of Applied Ecology*, 61(5), 906–921.
- Kuijper, D. P., Sahlén, E., Elmhagen, B., Chamailé-Jammes, S., Sand, H., Lone, K., & Cromsigt, J. P. G. M. (2016). Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1841), 20161625.
- Kuiters, A. T., de Vries, D., & Lammerstma, D. R. (2017). *Damherten op de Haringvleter in het Veerse Meer: mogelijkheden voor een levensvatbare populatie? (No. 2829)*. Wageningen Environmental Research.
- Kuser, J. E., and L. J. Wolgast (1983). Deer roadkill increases with no-firearms-discharge law. *Bulletin of the New Jersey Academy of Science*. 28:71–72.
- Lambert, R. T., et al. (2001). Embryonic diapause in roe deer. *Reproduction*, 121(6), 857–864.
- Langbein, J., Putman, R., & Pokorny, B. (2011). Road traffic accidents involving deer and implications for management in Britain. *Animal Welfare*, 20(3), 389–398.
- Langeveld, R., & Franssen, U. (2025, 27 maart). *Toetsingskader ontheffing afschot ree in belang van verkeersveiligheid*. Pels Rijcken.
- Le Saout, S., S. Padié, S. Chamailé-Jammes, S. Chollet, S. D. Côté, N. Morellet, J. Pattison, E. Harris, and J. L. Martin (2014). Short-term effects of hunting on naïve black-tailed deer (*Odocoileus hemionus sitkensis*): behavioural response and consequences on vegetation growth. *Canadian Journal of Zoology* 92: 915–925.

- Lind Hansen, J., Sunde, P., Skovbjerg Balsby, T.J., & Mayer, M. (2024). Using animal-vehicle collision data for wildlife population monitoring. *Ecosphere*.
- Linnell, J. D. C., et al. (2020). Wildlife-vehicle collisions in Europe: Review of characteristics and prevention measures. NINA Report 1999. Norwegian Institute for Nature Research.
- Lone, K., Loe, L. E., Gobakken, T., Linnell, J. D., Odden, J., Remmen, J., & Mysterud, A. (2014). Living and dying in a multi-predator landscape of fear: roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans. *Oikos*, 123(6), 641-651.
- Lorenzini, R. and Lovari, S. (2006). Genetic diversity and phylogeography of the European roe deer: the refuge area theory revisited. *Biological Journal of the Linnean Society* 88: 85-100.
- Lovari, S., Herrero, J., Masseti, M., Ambarli, H., Lorenzini, R. & Giannatos, G. (2016). *Capreolus capreolus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T42395A22161386. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T42395A22161386.en>. Accessed on 28 October 2024.
- Lycklama, T., & Huijgen, M. (2020). Lusten en lasten in tijden van corona: Quick scan bezoekersdrukke in recreatie- en natuurgebieden in Noord-Holland. Bureau voor Ruimte & Vrije Tijd.
- Mastro, L. L., Conover, M. R., & Frey, S. N. (2008). Deer-vehicle collision prevention techniques. *Human-Wildlife Conflicts*, 2(1), 80-92.
- Mattisson, J., Sand, H., Wabakken, P., Gervasi, V., Liberg, O., Linnell, J. D., ... & Pedersen, H. C. (2013). Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia*, 173, 813-825.
- Maublanc, M. L., Bideau, E., Launay, C., Monthuir, B., & Gerard, J. F. (2016). Indicators of ecological change (IEC) as efficient tools for managing roe deer populations: a case study. *European journal of wildlife research*, 62(2), 189-197.
- Mayer, M., Nielsen, J. C., Elmeros, M., & Sunde, P. (2021). Understanding spatio-temporal patterns of deer-vehicle collisions to improve roadkill mitigation. *Journal of environmental management*, 295, 113148.
- McCollister, M. F., & van Manen, F. T. (2010). Effectiveness of wildlife underpasses and fencing to reduce wildlife-vehicle collisions. *The Journal of Wildlife Management*, 74(8), 1722-1731.
- Meijboom, F.L.B., Verweij, S.M.G. (2024). Ethiek en faunabeheer: Ondersteunend kader voor ethische aspecten van doden van dieren als onderdeel van faunabeheer. Centre for Sustainable Animal Stewardship, Utrecht University.
- Meyer, E. (2006). Assessing the effectiveness of deer warning signs (No. K-TRAN: KU-03-6). Kansas. Dept. of Transportation.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. (2019). Jaarverslag Meerjarenprogramma Ontsnippering 2018. Den Haag: Rijksoverheid.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, & Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. (2004). Meerjarenprogramma Ontsnippering: Ontsnippering van rijksinfrastructuur. Den Haag: Rijksoverheid.
- Morellet N, Gaillard J-M, Hewison AJM, Ballon P, Boscardin Y, Duncan P, Klein F, Maillard D (2007) Indicators of ecological change. New tools for managing populations of large herbivores. *J Appl Ecol* 44:634-643
- Morgan, E. R., Cavill, L., Curry, G. E., Wood, R. M., & Mitchell, E. S. E. (2005). Effects of aggregation and sample size on composite faecal egg counts in sheep. *Veterinary parasitology*, 131(1-2), 79-87.
- Muller, L. I., Hackworth, A. M., Giffen, N. R., Evans, J. W., Henning, J. G., Hickling, G. J., & Allen, P. (2014). Spatial and Temporal Relationships Between Deer Harvest and Deer-Vehicle Collisions at Oak Ridge Reservation, Tennessee. *Wildlife Society Bulletin*, 38, 812-820.
- Müri, H. (1999). Veränderungen im Dispersal von Rehen in einer stark fragmentierten Landschaft. *Z. Ökol. Natenschutz* 8:41-51.
- Müri, H. (1999). Witterung, Fortpflanzungsgeschehen und Bestandesdichte beim Reh (*Capreolus capreolus* L.). *Z. Jagdwiss.* 45:88-95
- Mysterud, A. (2004). Temporal variation in the number of car-killed red deer (*Cervus elaphus*) in Norway. *Wildlife Biology*, 10(3), 203-211.
- Nagy-Reis, M., Reimer, J. R., Lewis, M. A., Jensen, W. F., & Boyce, M. S. (2021). Aligning population models with data: Adaptive management for big game harvests. *Global Ecology and Conservation*, 26, e01501.
- Nationaal Wegenbestand (NWB). Wegvakken en Hectopunten. Dataset download van 1-10-2025
- Neumann, W., Widemo, F., Singh, N. J., Seiler, A., & Cromsigt, J. P. (2020). Strength of correlation between wildlife collision data and hunting bags varies among ungulate species and with management scale. *European Journal of Wildlife Research*, 66, 1-13.
- Ng, J. W., Nielson, C., & St. Clair, C. C. (2008). Landscape and traffic factors influencing deer-vehicle collisions in an urban environment. *Human-Wildlife Conflicts*, 2(1), 34-47.
- NoorderNieuws. (2024, november). Auto wijkt uit voor ree en knalt tegen boom. Geraadpleegd op 2 november 2025, van <https://noordernieuws.nl/2024/11/auto-wijkt-uit-voor-ree-en-knalt-tegen-boom/>
- Olsson, M. P., Widén, P., & Larkin, J. L. (2008). Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and urban planning*, 85(2), 133-139.
- Ooms, J.W., (2010) Wildongevallen: Preventieve maatregelen en hun toepassingsgebied. Scriptie NOVI Verkeersacademie.
- Ossi, F., Heurman, M., Bruat, A., Vanderlocht, C., Robira, B., Ranc, N., Dal Farra, S., & Cagnacci, F. (2025). The wolf is back! Non-consumptive effects of the return of a large carnivore on the use of supplementary feeding sites by roe deer. *Wildlife Biology*, 2025, e01526.
- Ottburg, F. G. W. A., van den Burg, A. B., van Hoof, P., & Jansman, H. A. H. (2025). Wetenschappelijke review van het beleidskader voor de Oostvaardersplassen. Wageningen Environmental Research.
- Pacioni, C., Huaman, J., Ramsey, D., Carvalho, T., Helbig, K. (2022). The role of wild deer in the transmission of disease of livestock, Final report for project P01-L-002. Report for the Centre for Invasive Species Solutions.
- Padié, S., Morellet, N., Hewison, A. M., Martin, J. L., Bonnot, N., Cargnelutti, B., & Chamailié-Jammes, S. (2015). Roe deer at risk: teasing apart habitat selection and landscape constraints in risk exposure at multiple scales. *Oikos*, 124(11), 1536-1546.
- Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Odden, M., Odden, J., & Andersen, R. (2009). Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. *Journal of Animal Ecology*, 78(6), 1124-1133.
- Pardini, R., Nichols, E., & Püttker, T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 3, 229-239.
- Pellerin, M., Calenge, C., Saïd, S., et al. (2010). Habitat use by female western roe deer (*Capreolus capreolus*): Influence of resource availability on habitat selection in two contrasting years. *Canadian Journal of Zoology*, 88(11), 1052-1062.
- Podgorski, K., & Huijser, M. P. (2020). Deer-vehicle crash patterns and the effectiveness of animal detection systems in Minnesota. *Transportation Research Record*, 2674(7), 132-143.
- Pojar, T. M., Prosen, R. A., Reed, D. F., & Woodard, T. N. (1975). Effectiveness of a lighted, animated deer crossing sign. *The Journal of Wildlife Management*, 87-91.
- Potter, M. J. (1991). Treeshelters. forestry commission handbook 7.
- Prins, H. H. T., & de Bie, S. (2024). Wolven in Nederland: Vragen en antwoorden. Raad voor Dierenaangelegenheden (RDA).
- Provincie Drenthe. (2021). Gastvrije natuur – Natuurvisie 2040. Provincie Drenthe.
- Putman, R. J., Langbein, J., & Staines, B. W. (2004). Deer and road traffic accidents: A review of mitigation measures: Costs and cost-effectiveness. Report to the Deer Commission for Scotland.
- Rechtbank Midden-Nederland. (2025, 7 februari). ECLI: NL:RBMNE:2025:1242. <https://uitspraken.rechtspraak.nl/#/details?id=ECLI:NL:RBMNE:2025:1242>
- Rechtbank Midden-Nederland. (2025, maart 25). ECLI:NL:RBMNE:2025:714.
- Rechtbank Noord-Nederland. (2025, 28 januari). ECLI: NL:RBNNE:2025:269. Groningen: Rechtbank Noord-Nederland.
- Rechtbank Noord-Nederland. (2025, 28 oktober). ECLI: NL:RBNNE:2025:5714. Groningen: Rechtbank Noord-Nederland.
- Rehnus, M., Arnold, J., Elliger, A., & Reimoser, F. (2018). Ear-marking of roe deer fawns (*Capreolus capreolus*): Results of long-term studies in Central Europe. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 43, 1-20.

- Reichgelt, A., J. Penninkhof, M. de Groot, N. Spliethof, S. Teeuwen, J. den Ouden & G.J. Spek (2022). Bosverjonging op de Veluwe. Tussenrapportage topvraatmonitoring 2021. Stichting Probos, Wageningen.
- Reichgelt, A., Penninkhof, J., De Groot, M., Spliethof, N., Teeuwen, S., Scholten, J., Den Ouden, J., & Spek, G.-J. (2021). Tussenrapport topvraatmonitoring 2020. Stichting Probos.
- Riginos, C., et al. (2015). Driver behavior and wildlife-vehicle collisions: Exploring the effectiveness of speed reduction. *Conservation Biology*, 29(2), 359-368.
- Riginos, C., Fairbank, E. R., Hansen, E., Kolek, J., & Ham, M. (2019). Effectiveness of Night-time Speed Limit Reduction in Reducing Wildlife-Vehicle Collisions. Wyoming Department of Transportation.
- Riitters, K. H., & Wickham, J. D. (2003). How far to the nearest road?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(3), 125-129.
- RIVM (2022). Zoonotic diseases overview [Webpagina]. Geraadpleegd 2025, juni 13.
- Romin, L. A., & Dalton, L. B. (1992). Lack of response by mule deer to wildlife warning whistles. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 20(4), 382-384.
- Rosell, C., Seiler, A., Chretien, L. T. S., Guinard, E., Trocmé, M., Hlavac, V., Hofland, A., Mot, R., Reck, H., Sangwine, T., Sjölund, A., Georgiadis, L., Hahn, E., Bekker, H., Bil, M., Böttcher, M. E., O'Malley, V., Autret, Y., & van der Grift, E. A. (2022). *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. IENE.
- Rossi, I., Mauri, L., Laficara, S., & Apollonio, M. (2002). Barking in roe deer (*Capreolus capreolus*): seasonal trends and possible functions. *Hystrix*, 13(1-2).
- Ruiter, S. A. L. M. (2019). Aanrijdingen met wild: Onderzoek naar mitigerende maatregelen voor aanrijdingen met wild op de provinciale wegen in Fryslân. Provincie Fryslân.
- Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J. A. G., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J., van der Ree, R., & van der Grift, E. A. (2016). How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS ONE*, 11(11), e0166941.
- Scheifele, P. M., Browning, D. G., & Collins-Scheifele, L. M. (2003). Analysis and effectiveness of deer whistles for motor vehicles: frequencies, levels, and animal threshold responses. *Acoustics Research Letters Online*, 4(3), 71-76.
- Schoon, C.F. (2011). Pas op: overstekend wild. Aanrijdingen met reeën in Utrecht. Terra Salica, Vaassen).
- Schwegmann, S., Hendel, A. L., Frey, J., Bhardwaj, M., & Storch, I. (2023). Forage, forest structure or landscape: What drives roe deer habitat use in a fragmented multiple-use forest ecosystem?. *Forest Ecology and Management*, 532, 120830.
- Seiler, A. (2004). Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology*, 10(4), 301-313.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 371-382.
- Seiler, A., & Folkesson, L. (2006). Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. *Ecology and Society*, 11(1), 3.
- Seiler, A., & Helldin, J. O. (2006). Mortality in wildlife due to transportation. In *The ecology of transportation: Managing mobility for the environment* (pp. 165-189). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Signer, C., Jenny, H. (2006). Bericht zur Rehkitzmarkierung im Kanton Graubünden 1972-2005. Technical report. Amt für Jagd und Fischerei Graubünden, Chur, Switzerland.
- Sijtsma, F. J., van der Veen, E., van Hinsberg, A., Pouwels, R., Bekker, R., van Dijk, R. E., ... & Wymenga, E. (2020). Ecological impact and cost-effectiveness of wildlife crossings in a highly fragmented landscape: a multi-method approach. *Landscape Ecology*, 35, 1701-1720.
- Spek, G. J., & Worm, P. B. (2014). Grote wilde grazers in het Drents-Friese Wold: Een verkenning naar de haalbaarheid op basis van effecten en scenario's
- Sprong, H., Wielinga, P. R., Fonville, M., Reusken, C., Brandenburg, A. H., Borgsteede, F., ... & van der Giessen, J. W. (2009). *Ixodes ricinus* ticks are reservoir hosts for *Rickettsia helvetica* and potentially carry flea-borne *Rickettsia* species. *Parasites & vectors*, 2, 1-7.
- StaphorstCity. (2025, 31 januari). Ree veroorzaakt ernstig ongeluk in Staphorst. Geraadpleegd op 2 november 2025, van <https://staphorstcity.nl/2025/01/31/ree-veroorzaakt-ernstig-ongeluk-in-staphorst/>
- Storms, D., Aubry, P., Hamann, J. L., Saïd, S., Fritz, H., Saint-Andrieux, C., & Klein, F. (2008). Seasonal variation in diet composition and similarity of sympatric red deer *Cervus elaphus* and roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology*, 14(2), 237-250.
- Strandgaard, H. (1972). The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø and the factors regulating its size. *Danish Review of Game Biology*, 7(1), 1-205.
- Stuhlinger, H. C. (2013). A comparison of tree shelters installed on green ash and cherrybark oak seedlings in Arkansas. In In: Guldin, James M., ed. 2013. Proceedings of the 15th biennial southern silvicultural research conference. e-Gen. Tech. Rep. SRS-GTR-175. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 307-313. (Vol. 175, pp. 307-313).
- Sullivan, T. L., and T. A. Messmer (2003). Perceptions of deer-vehicle collision management by state wildlife agency and department of transportation administrators. *Wildlife Society Bulletin* 31:163-173.
- Sullivan, T. L., Williams, A. F., Messmer, T. A., Hellinga, L. A., & Kyrychenko, S. Y. (2004). Effectiveness of temporary warning signs in reducing deer-vehicle collisions during mule deer migrations. *Wildlife Society Bulletin*, 32(3), 907-91.
- Suzuki, K. K., Kuwano, Y., & Yasuda, M. (2022). A 17-year study of the response of populations to different patterns in antlerless proportion of imposed culls: Antlerless culling reduces overabundant deer population. *Biology*, 11(11), 1607.
- Swart, J. A. A., & Keulartz, J. (2011). Wild animals in our backyard: A contextual approach to the intrinsic value of animals. *Acta Biotheoretica*, 59(2), 185-200. <https://doi.org/10.1007/s10441-011-9126-0>
- Tarjuelo, R., Luque-Larena, J. J., & Mougeot, F. (2024). Moving towards an ecological management of overabundant ungulates: insights from wildlife-vehicle collisions and hunting bag data. *European Journal of Wildlife Research*, 70(3), 51.
- Terborgh, J., & Estes, J.A. (2010). *Trophic cascades: Predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Island Press.
- Thomassen, E., Wijdeven, S., Boosten, M., & Delfortherie, W. (2020). *Revitalisering Nederlandse Bossen*. Unie van Bosgroepen.
- Traill, L. W., Bradshaw, C. J. A., & Brook, B. W. (2007). Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation*, 139(1-2), 159-166
- Ueno, M., Kaji, K., & Saitoh, T. (2010). Culling versus density effects in management of a deer population. *The Journal of Wildlife Management*, 74(7), 1472-1483.
- Valitzski, S. A. (2007). Evaluation of sound as a deterrent for reducing deer-vehicle collisions (Doctoral dissertation, University of Georgia).
- Van der Giessen JWB, van de Giessen, AW, Braks, MAH (2010). *Emerging zoonoses: early warning and surveillance in the Netherlands*. RIVM-rapport 330214002, 2010.
- Van der Grift, E. A., Lammertsma, D. R., Jansman, H. A. H., Villing, N., Moonen, S., & Smidt, R. A. (2024). Effectiviteit van maatwerkbeheer en een virtueel hekwerk op verkeersslachtoffers onder reeën (Wageningen Environmental Research Rapport 3343). Wageningen University & Research.
- Van der Grift, E. A., van Bommel, F. P. J., Lammertsma, D. R., & Ottburg, F. G. W. A. (2019). De effectiviteit van maatregelen voor het reduceren van aanrijdingen met reeën: Een verkenning en advies voor een veldproef (No. 2936). Wageningen Environmental Research.
- Van der Hoek, W., Dijkstra, F., Schimmer, B., Schneeberger, P. M., Vellema, P., Wijkmans, C., ... & Van Duynhoven, Y. (2010). Q fever in the Netherlands: an update on the epidemiology and control measures. *Eurosurveillance*, 15(12).
- van der Weijden, V. A., Rüegg, A. B., Bernal-Ulloa, S. M., & Ulbrich, S. E. (2021). Embryonic diapause in mammals and dormancy in embryonic stem cells with the European roe deer as experimental model. *Reproduction, Fertility and Development*, 33(2), 76-81.
- Van Grinsven, N., Crasborn, S., van der Hee, B. (2025). *Faunabeheerplan ree 2026-2031*. Faunabeheereenheid Fryslân
- Van Grinsven, N., van der Hee, B. *Faunabeheereenheid Gelderland*. (2026). *Faunabeheerplan grote hoefdieren 2026-2031*. Faunabeheereenheid Gelderland

van Langevelde, F., van Dooremalen, C., & Jaarsma, C. F. (2009). Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 660–667.

Vanpé, C., Gaillard, J. M., Kjellander, P., Mysterud, A., Magnien, P., Delorme, D., ... & Mark Hewison, A. J. (2007). Antler size provides an honest signal of male phenotypic quality in roe deer. *The American Naturalist*, 169(4), 481–493.

Velthuis, J., Zwijgers, R., Teeuwen, S., Van Maaren, G., & Penninkhof, J. (2024). Monitoring continue bosverjonging Veluwe: Verkennende data-analyse en advies. Stichting Probos.

Verbond van Verzekeraars. (2021, 20 mei). Schadelast door aanrijdingen met dieren neemt toe. Geraadpleegd op 25 september 2025, van <https://www.verzekeraars.nl/publicaties/actueel/verbond-schadelast-door-aanrijdingen-met-dieren-neemt-toe>

VerCauteren, K. C., Seward, N. W., Lavelle, M. J., Fischer, J. W., & Phillips, G. E. (2009). Deer guards and bump gates for excluding white-tailed deer from fenced resources. *Human–Wildlife Interactions*, 3(1), 145–153.

Vereniging Het Ree. (z.j.). Landelijk telprotocol ree. Vereniging Het Ree

Wageningen University and Research (2025). Wolf in beweging: eerste 'GPS-wolf' legt in enkele maanden meer dan 2500 km af. Geraadpleegd op 28 januari 2026, van <https://www.wur.nl/nl/nieuws/wolf-beweging-eerste-gps-wolf-legt-enkele-maanden-meer-dan-2500-km-af>

Waring, G. H., J. L. Griffis, and M. E. Vaughn (1991). White-tailed deer roadside behavior, wildlife warning reflectors, and highway mortality. *Applied Animal Behaviour Science* 29:215–223.

Wijburg, S. R., Fonville, M., de Bruin, A., van Rijn, P. A., Montizaan, M. G., van den Broek, J., ... & Rijks, J. M. (2022). Prevalence and predictors of vector-borne pathogens in Dutch roe deer. *Parasites & Vectors*, 15(1), 76.

Wright, D. M., A. J. Tanentzap, O. Flores, S. W. Husheer, R. P. Duncan, S. K. Wiser, and D. A. Coomes (2012). Impacts of culling and exclusion of browsers on vegetation recovery across New Zealand forests. *Biological Conservation* 153: 64–71.

Žele Vengušt, D., Kuhar, U., Jerina, K., & Vengušt, G. (2021). Twenty years of passive disease surveillance of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Slovenia. *Animals*, 11(2), 407.

10. Bijlagen

Bijlage 1. Overzicht inspraak deelplan ree Drenthe

Het concept deelplan ree is in twee conceptronden gedeeld met verschillende partijen waaronder: de individuele bestuursleden en de achterban van de FBE Drenthe, alsook de provincie Drenthe, de Jagersvereniging (KJV) afdeling Drenthe, de Nederlandse Organisatie voor Jacht en Grondbeheer (NOJG) afdeling Drenthe en de wildbeheereenheden (WBE's) van Drenthe. Tijdens deze feedbackronden zijn de verschillende stakeholders alsook de wildbeheereenheden gehoord voor aanvullende toelichting en mogelijke verbeterpunten, inclusief een informatieavond. Hieronder hebben wij de belangrijkste punten van de terugkoppeling van de inhoudelijke behandeling samengevat en aangegeven hoe deze zijn overgenomen. Tekstuele wijzigingen waaronder, terminologie, spelling, zinsbouw, bronverwijzingen en woordgebruik zijn naar aanleiding van de terugkoppeling allen verwerkt.

Aangedragen verbeterpunten	Verwerking in deelplan Ree
Introductie	
Graag overal databronnen toevoegen en dat uitgevoerde maatregelen tot op heden onvoldoende effectief is.	Aangepast: De verduidelijking is toegevoegd en ook de bronnen zijn nagelopen.
Graag expliciet het belang van openbare veiligheid uitschrijven en benoemen als doel.	Aangepast: Het belang van verkeersveiligheid is uitgeschreven
Terminologie van jagers graag aanpassen naar reewildbeheerders	Bestuursbesluit: Akkoord
Uitrasteren van de provincie koppelen aan het flora- en fauna uitvoeringsplan (niet schade aan gewassen)	Aangepast: tekst is gekoppeld aan uitvoeringsplan.
Paragraaf 1.2: deze paragraaf aanpassen, beging gaat over vraatschade, en tweede deel over aanrijdingsmaatregelen enz. voor de vorm helderder uitwerken	Aangepast: Tekst is geherstructureerd
Uitrasteren van de provincie koppelen aan het flora- en fauna uitvoeringsplan (niet schade aan gewassen)	Aangepast: Het uitvoeringsplan Flora en fauna is benoemd
Paragraaf 1.2: onduidelijke positionering van de passage over loslopende honden; deze volgt op vraatschade terwijl de context verkeersveiligheid betreft.	Aangepast: in paragraaf 1.2 is de tekst over loslopende honden herplaatst en inhoudelijk aangescherpt, zodat deze expliciet is gekoppeld aan verkeersveiligheid en het risico op aanrijdingen.
Maak duidelijk dat bij elk besluit over beheer het welzijn van de dieren wordt meegewogen en schriftelijk vastgelegd in het besluit van de wildbeheereenheid.	Niet overgenomen: De afweging om een ree wel of niet te schieten vindt bij elke schot van een jager plaats. Dit is vaak een interne dialoog waarbij naast, veiligheid, weidelijkheid ook een morele afweging plaats vindt. Dit wordt niet schriftelijk vastgelegd.
Intrinsieke waarde: voorstel om de ethische paragraaf te vertalen naar een concreet toetsingskader voor individuele afwegingen tussen veiligheid, welzijn en ecologie.	Niet overgenomen: de paragraaf intrinsieke waarde is bewust beschouwend gehouden. De operationele afweging van noodzaak, proportionaliteit en alternatieven is uitgewerkt in latere hoofdstukken.
Verzoek om natuurlijke predatie (zoals de wolf) expliciet te betrekken bij de ethische afweging en het beheer.	Niet overgenomen in deze paragraaf: natuurlijke predatiedoor de wolf wordt betrokken bij de latere afweging van beheer en populatieontwikkeling, waar dit inhoudelijk en systematisch beter past.
Verzoek om verwijzingen naar de Wet dieren te verwijderen, omdat deze wet betrekking heeft op gehouden dieren en kan afleiden van het faunabeheer.	Overgenomen: verwijzingen naar de Wet dieren zijn verwijderd.
Aandachtspunt dat de ethische paragraaf juridisch kwetsbaar kan zijn door normatieve formuleringen.	Deels overgenomen: de toonzetting is aangescherpt en neutraler geformuleerd, zonder het uitgangspunt van intrinsieke waarde los te laten.
Wetgeving en provinciaal beleid	

Provincie heeft een verduidelijking van de provinciale normering gegeven op 19 november	Aangepast: De teksten in paragraaf 1.1 en 2.4 zijn op grond hiervan aangepast.
vraag naar de juridische grondslag van het kader "Wettelijke belangen bij faunabeheer" en of deze belangen afwijken van de belangen genoemd in het Bkl en de Omgevingswet.	Niet overgenomen: op dezelfde pagina is expliciet het geldende wettelijke beoordelingskader opgenomen, inclusief de relevante wettelijke belangen zoals genoemd in het Besluit kwaliteit leefomgeving.
Voorstel om aanvullende belangen op te nemen, zoals het beschermen van dierenwelzijn en onnodig lijden, en het voorkomen van overpopulatie en dierziekten.	Niet overgenomen: het kader bevat uitsluitend de wettelijke belangen zoals genoemd in het Besluit kwaliteit leefomgeving. Genoemde onderwerpen worden in het deelplan wel inhoudelijk betrokken, maar vormen geen zelfstandige wettelijke belangen en zijn daarom niet opgenomen in het juridische toetsingskader.
Vraag of het beheer van reeën bijdraagt aan een wettelijke verplichting tot het stimuleren van biodiversiteit.	Niet overgenomen: de feedback specificeert geen concrete wettelijke verplichting waarop wordt gedoeld. Binnen de wet en regelgeving rondom faunabeheer staat deze wettelijke bepaling niet benoemt.
In hoofdstuk 2 is gewezen op mogelijke herhaling tussen paragrafen 2.1 en 2.3, met name ten aanzien van de positionering van het ree buiten het Europese beschermingsregime.	Niet aangepast: hoewel sprake is van gedeeltelijke overlap, is ervoor gekozen beide paragrafen zelfstandig leesbaar te houden. In de context van de tekst is het van belang om per paragraaf een volledig en eenduidig juridisch kader te schetsen, waarbij 2.1 de algemene achtergrond biedt en 2.3 de expliciete juridische positionering van het ree als "andere soort" bevestigt.
Paragraaf 2.4: vraag of het genoemde aantal van circa 600 aanrijdingen uitsluitend betrekking heeft op verkeersslachtoffers door aanrijdingen met motorvoertuigen, of ook incidenten met spoorverkeer (NS) en verdrinkingsgevallen langs infrastructuur omvat.	Niet aangepast: het genoemde aantal heeft uitsluitend betrekking op geregistreerde aanrijdingen tussen reeën en motorvoertuigen op de openbare weg. Incidenten met spoorverkeer en verdrinkingsgevallen langs infrastructuur vallen buiten deze definitie en zijn daarom niet meegenomen.
Verzoek om in het deelplan te verwijzen naar voorschriften uit eerdere ontheffingen, waaronder voorwaarden met betrekking tot Natura 2000-gebieden.	Niet aangepast: de genoemde voorschriften zijn afkomstig uit een eerdere ontheffing die door de rechtbank is geschorst en maakt geen onderdeel uit van het huidige wettelijke kader.
De Omgevingsverordening provincie Drenthe en de Beleidsregels bescherming natuur provincie Drenthe zijn niet expliciet benoemd in de paragraaf provinciaal beleid.	Aangepast: een expliciete verwijzing naar de Omgevingsverordening provincie Drenthe en de Beleidsregels bescherming natuur provincie Drenthe is toegevoegd als juridisch kader waarbinnen het faunabeheerplan is opgesteld.
Ecologie	
Maximale gewicht ree is 35 kilo	Aangepast: Maximale gewicht van 30 naar 35 aangepast.
Verzoek om groenbemesters te benoemen in relatie tot het winterse trekgedrag van reeën tussen akkers en bosgebieden en ter verklaring van aanrijdingshotspots.	Aangepast: groenbemesters zijn toegevoegd als factor die bijdraagt aan verplaatsingsgedrag van reeën in de winterperiode.
Aanvullende suggestie om relevante informatie uit het rapport Grote wilde grazers in het Drents-Friese Wold (Spek & Worm, 2014) te betrekken.	Overgenomen: het rapport is opgenomen en de relevante passages zijn toegevoegd ter onderbouwing van het deelplan.
Verzoek om het gedrag van reeën in de schemering nader te verduidelijken, met name de periode van circa twee uur rond zonsopkomst en zonsondergang en de invloed van recreatie en jachtdruk.	Aangepast: de tekst is aangevuld en verduidelijkt, waarbij expliciet is opgenomen dat gedragsveranderingen optreden in de periode vóór, tijdens en na de schemering.
Opmerking dat de passage over een mogelijke verklaring voor de afname van de categorie 'niet aangesproken' onvoldoende onderbouwd is	Aangepast: de betreffende passage is verwijderd, omdat de onderbouwing onvoldoende robuust was om als verklaring te kunnen dienen.
Vraag hoeveel jaren nodig zijn om te spreken van een trend.	Niet aangepast: voor trendanalyse wordt standaard uitgegaan van een minimale periode van drie jaar.
Vraag of de gehanteerde cijfers correct zijn.	Aangepast: de cijfers zijn opnieuw gecontroleerd en waar nodig gecorrigeerd op basis van de beschikbare en geregistreerde gegevensbronnen.
Verzoek om het hoofdstuk Staat van Instandhouding af te sluiten met een expliciete duiding dat het beheer niet is gericht op populatieafname, maar op het voorkomen van ongevallen met behoud van een gezonde populatie.	Aangepast: het hoofdstuk is afgesloten met een expliciete samenvattende zin waarin wordt verduidelijkt dat het beheer is gericht op verkeersveiligheid en het voorkomen van ongevallen, terwijl de gunstige staat van instandhouding van de reeënpopulatie behouden blijft.

Land- en bosbouwschade	
Opmerking dat het betreffende hoofdstuk als overbodig wordt ervaren en mogelijk kan worden verwijderd.	Niet aangepast: het hoofdstuk is bewust behouden, omdat het onderdeel vormt van de beschrijving van het ervaren mens-dierconflict. Hoewel dit hoofdstuk geen directe gevolgen heeft voor ingrijpen via beheer, is het relevant om het maatschappelijke perspectief volledig en zorgvuldig te duiden.
Opmerking dat veegschade in productiebos niet is meegenomen, terwijl later in het plan wel wordt ingegaan op schade aan natuurlijke dekking en graasschade.	Niet aangepast: veegschade is in het deelplan reeds beschreven als schade aan bomen en houtige vegetatie in algemene zin. Er is bewust geen onderscheid gemaakt naar type bos (zoals productiebos), omdat de effecten van veegschade soortonafhankelijk optreden en niet beperkt zijn tot een specifieke boscategorie.
Verzoek om expliciet vast te leggen dat landbouwschade in Drenthe geen grond vormt voor beheer en dat eventuele maatregelen beperkt blijven tot preventie.	Overgenomen: de paragraaf is afgesloten met een expliciete duiding dat landbouwschade in Drenthe geen aanleiding vormt voor beheermaatregelen en dat schade uitsluitend wordt benaderd via preventieve, niet-dodelijke middelen.
Verkeersveiligheid	
Suggestie om de Europese context te schrappen en de paragraaf te laten starten bij de nationale situatie, met uitsluitend een bronverwijzing.	Niet overgenomen: de Europese context is bewust behouden. Gezien de ligging van Drenthe aan de grens met Duitsland en de grensoverschrijdende populatiedynamiek van het ree is het relevant om de situatie in breder Europees verband te plaatsen.
Opmerking dat de statistische interpretatie onjuist zou zijn en dat bij een niet-significant resultaat de <i>p</i> -waarde en de <i>R</i> -waarde niet vermeld zouden moeten worden.	Niet aangepast: de <i>R</i> - en <i>p</i> -waarde zijn bewust tussen haakjes opgenomen om de uitkomst van de statistische toets transparant te maken. De tekst geeft correct weer dat geen significante toename is vastgesteld; de vermelde waarden dienen uitsluitend ter onderbouwing en niet als bewijs voor een verband.
Verzoek om de daling van het aantal aanrijdingen in 2022 expliciet te duiden en te verklaren in relatie tot de coronaperiode en verminderde verkeersintensiteit.	Overgenomen: de tekst is aangevuld met een expliciete duiding van de coronaperiode als verklaring voor de daling in het aantal aanrijdingen in 2022. Daarbij is verduidelijkt dat de tijdelijke daling samenhangt met sterk verminderde verkeersbewegingen door avondklok en lockdowns, en dat geen sprake is van een statistisch significante of structurele daling.
Opmerking dat de formulering over een (hernieuwde) stijging van het aantal aanrijdingen niet eenduidig volgt uit figuur 5.1b.	Overgenomen: de tekst is aangepast zodat geen expliciete stijging wordt gesuggereerd. De ontwikkeling wordt nu beschreven als fluctuaties rond een hoog niveau, met een tijdelijke afwijking in 2022, conform figuur 5.1b.
Opmerking dat het gehanteerde percentage voor aanrijdingen is overschat, omdat andere doodsoorzaken sinds twee beheerperioden niet meer volledig en accuraat worden geregistreerd.	Aangepast: de tekst is verduidelijkt door expliciet te vermelden dat het om geregistreerde doodsoorzaken gaat en dat er sprake is van onvolledige registratie van andere doodsoorzaken.
Vraag of een inschatting kan worden gegeven van het werkelijke aantal aanrijdingen met reeën, bovenop de geregistreerde cijfers.	Niet aangepast: een betrouwbare inschatting van het werkelijke aantal aanrijdingen is niet mogelijk wegens gebrek aan inzicht in niet-geregistreerde incidenten. De gebruikte cijfers betreffen het minimaal geregistreerde aantal aanrijdingen.
Suggestie om bij tellingen de WBE's als bron te vermelden en bij aanrijdingen de valwildvrijwilligers te citeren als bron.	Niet aangepast: de data zijn ontleend aan het Fauna Registratie Systeem (FRS). De wijze waarop en door wie deze gegevens zijn verzameld en aangeleverd, is toegelicht in het hoofdstuk Monitoring.
Opmerking dat de beschrijving van het zwerfende gedrag in het voorjaar feitelijk aangescherpt moet worden, doordat geiten in april de kalveren van het voorgaande jaar verdrijven, met name bokkalveren.	Overgenomen: de tekst is aangepast zodat expliciet is opgenomen dat het zwerfende gedrag in het voorjaar het gevolg is van verdrijving van vooral bokkalveren door geiten, hetgeen leidt tot verhoogde mobiliteit en een groter risico op aanrijdingen.
Suggestie om een afbeelding uit een valwildfolder op te nemen ter ondersteuning van de tekst.	Niet aangepast: het is niet duidelijk om welk beeldmateriaal het gaat en van welke organisatie de betreffende folder afkomstig is. Zonder concrete bron- en auteursvermelding is opname niet mogelijk.
Overige risico's en schade	
Vraag of paragraaf 6.1 Risico op ziekteoverdracht landbouwdieren noodzakelijk is.	Niet aangepast: deze paragraaf is bewust opgenomen als onderdeel van de bredere duiding van het mens-dierconflict en

	draagt bij aan een volledig en evenwichtig beeld van de maatschappelijke context.
Opmerking dat bij een toenemende populatiedichtheid van reeën mogelijk een verhoogd risico bestaat op ziekteoverdracht tussen reeën onderling.	Niet aangepast: de feedback is te algemeen geformuleerd en niet onderbouwd met concrete ziekten, bronnen of relevante gegevens voor de Drentse situatie. In het deelplan wordt ziekteoverdracht behandeld voor zover deze onderdeel vormt van het mens-dierconflict (zoals richting landbouwdieren). Voor ziekteprocessen binnen de reeënpopulatie zelf ontbreken op provinciaal niveau onderbouwde aanwijzingen die aanvullende duiding of beheer rechtvaardigen.
Opmerking dat afschot kan bijdragen aan het monitoren en tijdig herkennen van ziekten binnen de reeënpopulatie.	Niet overgenomen: het monitoren of opsporen van ziekten vormt geen zelfstandig wettelijk belang voor het inzetten van beheermaatregelen. Om die reden is deze overweging niet opgenomen in het deelplan.
Opmerking dat het ree geen grazer is maar een zogenaemde <i>concentrate selector</i> en dat de gebruikte terminologie rond begrazing onjuist zou zijn.	Niet aangepast: de term <i>begrazing</i> wordt in het deelplan gebruikt als overkoepelende ecologische aanduiding voor foerageergedrag en niet in de strikt zoölogische betekenis van grazen. Het foerageergedrag van het ree als selectieve eter (<i>concentrate selector</i>) is elders in het plan expliciet beschreven. De gekozen terminologie sluit aan bij gangbaar ecologisch en beleidsmatig taalgebruik.
Suggestie om de paragraaf verder uit te breiden met meerdere loofboomsoorten en aanvullend onderzoek.	Niet aangepast: de momenteel benoemde loofboomsoorten zijn gebaseerd op recent literatuuronderzoek, onder meer uitgevoerd op de Veluwe. De feedback specificeert geen aanvullend onderzoek.
Opmerking dat eik mogelijk een belangrijkere boomsoort is die meer schade ondervindt van vraat, zowel bij aanplant als bij natuurlijke verjonging.	
Suggestie om contact op te nemen met Bosgroepen Noord-Oost Nederland of via rentmeesters cijfers op te vragen over vraatschade door reeën bij bosverjonging.	Niet aangepast: er zijn geen specifieke bronnen of concrete gegevens aangeleverd. Het opzetten van aanvullend onderzoek of een nieuwe uitvraag valt buiten de scope en planning van dit deelplan.
Suggestie dat het landschap zonder reeën soortenrijker zou kunnen zijn en daarmee mogelijk meer draagkracht zou hebben voor reeën; verwijzing naar ervaringen bij de gemeente Arnhem en een mogelijke contactpersoon.	Niet aangepast: de feedback is speculatief van aard en niet onderbouwd met concrete, overdraagbare gegevens voor de Drentse situatie. Er zijn geen bronnen of onderzoeksresultaten aangeleverd. Het betrekken van externe casussen of het raadplegen van aanvullende contactpersonen valt buiten de scope van dit deelplan.
Inbreng dat een hoge reeëndichtheid een risico vormt voor biodiversiteit en bosvorming, met verwijzing naar ervaringen elders (o.a. Veluwe), bosverjonging, subsidies voor reeewerende rasters en de provinciale Bossenstrategie. Daarbij wordt gesteld dat de huidige tekst onvoldoende ingaat op deze effecten.	Niet aangepast: de feedback is beleidsmatig en normatief van aard en niet onderbouwd met actuele, gebiedsspecifieke gegevens voor Drenthe. Biodiversiteitsontwikkeling en bosvorming vormen geen zelfstandig wettelijk belang voor het inzetten van beheermaatregelen bij het ree binnen het toetsingskader van het Bkl. Preventieve maatregelen zoals rasters worden toegepast binnen bos- en natuurbeheer, maar vormen geen grondslag voor faunabeheer. De conclusies in het plan zijn gebaseerd op beschikbare en toetsbare gegevens binnen de scope en doelstelling van dit faunabeheerplan.
Verzoek om expliciet te verduidelijken dat ziekteoverdracht en natuurschade geen zelfstandige redenen vormen voor het toepassen van faunabeheer anders dan preventieve middelen.	Overgenomen: hoofdstuk is afgesloten met een expliciete verduidelijking dat ziekteoverdracht en natuurschade geen zelfstandige grond vormen voor vergunningsplichtige activiteiten waaronder afschot en niet leiden tot beheermaatregelen binnen dit faunabeheerplan.
Benadering en maatregelen	
Verzoek om vast te leggen dat afschot uitsluitend als ultimum remedium wordt ingezet, aanvullende regels voor dierenwelzijn en jaarlijkse evaluatie op te nemen, en afschot te verminderen of te stoppen indien het niet effectief blijkt.	Gedeeltelijk overgenomen: het uitgangspunt dat afschot een ultimum remedium zou zijn, is niet overgenomen, aangezien dit niet overeenkomt met het wettelijke kader. Aanvullende algemene bepalingen over dierenwelzijn en evaluatie zijn niet toegevoegd, omdat deze zijn geborgd binnen de huidige regelgeving.
Opmerking dat het hoofdstuk over boomkorven en manchetten onnodig zou zijn, omdat dit ziet op vraatschade en niet op verkeersveiligheid.	Niet aangepast: vraatschade maakt onderdeel uit van de bredere beschrijving van mens-dierconflicten. Om die reden worden ook preventieve maatregelen die in Drenthe worden toegepast, zoals boomkorven en manchetten, benoemd ter volledigheid en context, ook al vormen zij geen afweging voor lethale beheermaatregelen.

Opmerking dat de gemeente Tynaarlo ontbreekt en dat snelheidsbeperkingen in Zuidlaren, Midlaren en Eexterveen niet zijn benoemd.	Overgenomen: de gemeente Tynaarlo is toegevoegd en de locaties Zuidlaren, Midlaren en Eexterveen zijn expliciet opgenomen als gebieden waar snelheidsbeperkingen van toepassing zijn.
Vraag of er effectieve, duurzame preventieve maatregelen beschikbaar zijn tegen vraatschade door reeën, zoals afbreekbare boomkokers en tijdelijke houten rasters.	Overgenomen: de tekst is aangepast met een toelichting op de beschikbaarheid en toepassing van effectieve, afbreekbare manchetten ter beperking van reeënschade.
Vraag waarom Duitsland regelmatig als referentie wordt gebruikt in het deelplan.	Niet aangepast: naast Nederland is bewust gekozen voor context uit naburige landen, met name Duitsland, omdat veel relevante onderzoeken naar dispersie, gedrag en mitigatiemaatregelen daar zijn uitgevoerd. Daarnaast grenst Drenthe direct aan Duitsland en vindt er uitwisseling plaats tussen lokale reeënpopulaties over de grens, waardoor deze context relevant is voor de Drentse situatie.
Ervaring uit de praktijk geeft aan dat dynamische wildwaarschuwingssystemen niet goed functioneren, leiden tot onderhoudsproblemen en schijnveiligheid. Daarnaast wordt gevraagd of deze systemen als andere bevredigende oplossing kunnen gelden.	Aangepast: de paragraaf over vroege waarschuwingssystemen is volledig herzien. Daarbij zijn de praktische beperkingen, onderhoudsvereiste expliciet benoemd.
Verzoek om faunapassages explicieter te benoemen als belangrijk preventief middel en om aandacht te besteden aan voorlichting richting wegbeheerders en gemeenten.	Aangepast: in de tekst is explicieter opgenomen dat faunapassages een belangrijk en effectief preventief middel zijn om aanrijdingen te voorkomen
Onvoldoende duidelijk wat wordt bedoeld met 'grootschalig' en waarom deze term wordt gebruikt.	Aangepast: in de tekst is dit nu uitgeschreven.
Opmerking dat lokale afstemming van beheer in de praktijk effectief zou zijn en dat dit niet als 'versoepeling' maar als 'specificering' moet worden gezien	Niet aangepast: de tekst baseert zich op internationaal gepubliceerde studie met kwantitatieve effectmetingen waarbij wordt geconcludeerd dat bij langere beheerseizoenen en hogere afschot limieten het aantal aanrijdingen afnam. De genoemde praktijkervaring is niet onderbouwd met reproduceerbare data en kan daarom niet als effectiviteitsbewijs worden opgenomen.
Handelingskader 2026-2031	
Er is door verschillende partijen voorgesteld om het handelingskader primair te richten op provinciebreed populatiebeheer, omdat de totale populatieomvang van reeën in Drenthe bepalend zou zijn voor het aantal aanrijdingen, en niet uitsluitend de populatie in de nabijheid van risicovolle wegtrajecten. Het huidige risicobeheer zou teveel gericht zijn op symptoombestrijding en onvoldoende erkennen dat provinciebreed populatiebeheer noodzakelijk is.	Niet aangepast. Provinciebreed populatiebeheer, zoals toegepast in eerdere ontheffingen, is in recente jurisprudentie niet houdbaar gebleken en door de rechter als onvoldoende proportioneel en onvoldoende gebiedsspecifiek beoordeeld. Het generiek reduceren van de totale populatie zonder directe koppeling aan concrete risicotrajecten voldoet niet aan de vereisten van noodzaak en proportionaliteit. Om die reden is gekozen voor een gebiedsgerichte en adaptieve benadering, waarbij beheer uitsluitend wordt ingezet waar een aantoonbaar verhoogd risico op verkeersaanrijdingen bestaat. Deze aanpak sluit aan bij de geldende beoordelingskaders onder de Omgevingswet en bij recente rechterlijke uitspraken, en waarborgt dat het beheer doelgericht, onderbouwd en juridisch verdedigbaar blijft.
Er is voorgesteld om de gehanteerde zone van 1,5 km langs risicovolle wegtrajecten te verruimen naar minimaal 3 km of 5 km, omdat 1,5 km slechts een gemiddelde dispersieafstand zou zijn en geen harde grens.	Niet aangepast. De gehanteerde afstand van 1,5 km is gebaseerd op uitgebreid Europees dispersieonderzoek en vormt een wetenschappelijk onderbouwde en functionele afbakening van het kerngebied waarin wegkruisingen door reeën het meest waarschijnlijk plaatsvinden. Meerdere studies tonen aan dat het merendeel van de reeën standplaatsgetrouw is en zich binnen een afstand van circa 1,5 km van het geboorteterritorium verplaatst. Grote dispersieafstanden komen voor, maar betreffen uitzonderingen en zijn niet representatief voor het gedrag van de populatie als geheel. Voor een verruiming naar 3 km ontbreekt een ecologische, statistische of beleidsmatige onderbouwing. De keuze voor 1,5 km sluit daarmee aan bij de best beschikbare wetenschappelijke kennis en waarborgt een proportionele en doelgerichte inzet van beheermaatregelen.
Er is gesteld dat beheer uitsluitend nabij risicovolle wegtrajecten ineffectief zou zijn vanwege snelle toestroom vanuit omliggende gebieden, en dat beheer primair buiten deze zones zou moeten plaatsvinden.	Niet aangepast. Uit internationaal onderzoek blijkt dat gericht en structureel afschot in de nabijheid van risicovolle wegtrajecten wél effectief is, mits het uitvoeringsgebied voldoende omvang heeft in relatie tot territoriumgrootte en dispersieafstanden. Effectiviteit wordt vooral bereikt bij voldoende intensiteit en duur van het beheer, waarbij specifiek het beheer van vrouwelijke dieren leidt tot een structurele verlaging van de lokale dichtheid. De gekozen gebiedsgerichte benadering sluit hierop aan en voorkomt

	generiek populatiebeheer zonder directe relatie tot verkeersveiligheid.
Voorgesteld wordt om adaptief beheer bij (toekomstige) belangrijke flora- en faunaschade op voorhand mogelijk te maken binnen dit faunabeheerplan, ook als huidige schadecijfers ontbreken.	Niet aangepast. Op basis van vaste jurisprudentie kan niet op voorhand een vergunning worden aangevraagd voor hypothetische of nog niet vastgestelde schade. Voor ingrijpen is vereist dat sprake is van concrete, actuele en onderbouwde schade. Het opnemen van generieke beheerbevoegdheden zonder concrete schadecijfers is juridisch niet houdbaar.
Er wordt gepleit voor een expliciete inhaalslag om de totale reeënpopulatie versneld terug te brengen, omdat het beleidsarme jaar 2025 zou hebben geleid tot een extra populatietoename en daarmee hogere aanrijdingsaantallen.	Niet aangepast. De gehanteerde mortaliteitsmethode is expliciet adaptief en houdt rekening met fluctuaties in aanrijdingen, aanwas en sterfte. Eventuele tijdelijke toenames in aanrijdingen wordt binnen deze systematiek automatisch vertaald naar hogere beheeropgaven in opvolgende jaren. Een afzonderlijke "inhaalslag" is daarmee niet nodig en zou afbreuk doen aan het uitgangspunt van proportioneel en data gedreven beheer.
De vaste verdeelsleutel (30% geiten, 20% bokken, 50% kalveren) wordt als te star beschouwd; voorgesteld wordt om sterker te sturen op gerealiseerd geitenafschot in de voorgaande periode.	Aangepast. De verdeelsleutel wordt expliciet gepositioneerd als uitgangspunt en niet als vast gegeven. In de tekst is verduidelijkt dat de verdeling per periode wordt aangepast op basis van de gerealiseerde beheerresultaten in de voorafgaande periode, zodat flexibel kan worden gestuurd op lokale dichtheden en geslachtsverhoudingen.
Er is een inconsistentie gesignaleerd in de genoemde beheerperiode voor vrouwelijke dieren (1 augustus versus 1 september).	Aangepast. De beheerperiode voor vrouwelijke dieren is eenduidig vastgelegd op 1 september tot en met 31 maart.
Er wordt gevraagd hoe het faunabeheerplan zich verhoudt tot de Habitatrichtlijn en Natura 2000, en waarom gebiedsbescherming niet expliciet is meegenomen terwijl hier regelmatig vragen over worden gesteld.	Niet aangepast. Het Faunabeheerplan Ree toetst en motiveert uitsluitend de soortbescherming en vormt de basis voor een vergunning voor flora- en fauna-activiteiten ten aanzien van het ree. Gebiedsbescherming (Habitatrichtlijn/Natura 2000) betreft een separate juridische toetsing die, indien aan de orde, plaatsvindt bij de uitvoering van het beheer. Omdat het uitvoeringsgebied provinciebreed is, geldt dat bij de uitvoering van de soortenvergunning afhankelijk van de locatie rekening wordt gehouden met overige wet- en regelgeving, waaronder gebiedsbescherming of APV. Indien sprake zou zijn van een mogelijk significant negatief effect op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, is aanvullend onderzoek en eventueel een separate vergunning noodzakelijk. Op dit moment ziet de FBE hiervoor geen aanleiding.
Verzoek om expliciet op te nemen dat geen enkele grondeigenaar verplicht is om reebeheer uit te voeren.	Aangepast: Tekst aangevuld in de paragraaf Rol FBE, WBE's en TBO's.
Verzoek om het principe van één uitvoeringsgebied duidelijker toe te lichten en hierbij Helder te maken wat dit betekent voor de spreiding van afschot en het kaartbeeld.	Aangepast: op meerdere plaatsen in de tekst is verduidelijkt wat het principe van het uitvoeringsgebied omvat en hoe het risicobeheer daarbinnen is ingericht, met een duidelijke nadruk op gronden met risicovolle wegtrajecten.
De provinciebrede vergunning voor het bestrijden en voorkomen van onnodig lijden wordt als te ruim ervaren. Gevraagd wordt om aanvullende waarborgen, zoals meldplichten vooraf, betrokkenheid van de valwildcoördinator en aanvullende vastlegging in FRS, om te voorkomen dat deze vergunning leidt tot ongecontroleerd gebruik.	Niet aangepast. De provincie-brede vergunning voor het bestrijden en voorkomen van onnodig lijden is noodzakelijk om tijdig en effectief te kunnen handelen bij zieke of gebrekkige dieren. Aanvullende procedurele eisen kunnen leiden tot vertraging en daarmee juist tot voortzetting van dierenleed. De bestaande wettelijke kaders, toezichtmogelijkheden en registratieverplichtingen worden voldoende geacht om zorgvuldig gebruik te borgen.
Voorgesteld wordt om het afschot van reegeiten pas na 1 november toe te staan, om verstoring en ecologische risico's verder te beperken.	Niet aangepast: De voorgestelde beheerperiode van 1 september tot en met 31 maart is in overeenstemming met de <i>Leidraad Reeënbeheer 2025</i> (S. Crasborn) en sluit aan bij de ecologie en jaarcyclus van het ree. Deze periode waarborgt zorgvuldig beheer buiten de kwetsbare voortplantingsfase en is landelijk gangbaar en ecologisch onderbouwd.
Gevraagd wordt om meer inzicht in verschillen tussen WBE's door het toevoegen van de data met aantallen aanrijdingen en afschot per WBE.	Aangepast: Er wordt een bijlage met tabellen per WBE toegevoegd.
Er is opgemerkt dat in het plan onvoldoende expliciet wordt benoemd dat vraatdruk door reeën daadwerkelijk aanwezig is, terwijl terreinbeheerders in de praktijk wel degelijk vraateffecten waarnemen in bos- en natuurgebieden.	Aangepast. In de tekst is verduidelijkt dat vraatdruk door reeën als ecologisch verschijnsel aanwezig is en lokaal effect kan hebben op bosverjonging en biodiversiteit. Tevens is opgenomen dat Staatsbosbeheer deze effecten actief monitort binnen specifieke

	bosvakken in het kader van het <i>Climate Change project</i> . Daarbij is aangegeven dat deze monitoring recent is gestart en dat meerdere jaren nodig zijn om trendmatige conclusies te kunnen trekken.
Verzocht wordt om open agrarische WBE-gebieden expliciet te benoemen als structurele risicogebieden,	Niet overgenomen. Het aanwijzen van structurele risicogebieden vindt plaats op basis van objectieve aanrijdingsdata en niet op landschappelijke typering.
Verzocht wordt om de rol van WBE's in preventie en communicatie expliciet te erkennen.	Aangepast: door in de paragraaf over rollen en verantwoordelijkheden expliciet te benoemen dat WBE's, naast uitvoering van beheer, een actieve rol hebben in preventieve maatregelen, signalering van risicolocaties en communicatie met wegbeheerders, TBO's en gemeenten.
Verzocht wordt om het recente onderzoek van FBE Utrecht te betrekken bij de onderbouwing.	Aangepast. Het onderzoek van FBE Utrecht wordt expliciet toegevoegd en betrokken bij de inhoudelijke onderbouwing, ter versterking van de empirische basis voor de relatie tussen beheer, verplaatsingsgedrag en het risico op verkeersaanrijdingen.
De gehanteerde grens van 600 aanrijdingen wordt als te absoluut en normatief gepresenteerd. Verzocht wordt deze waarde te duiden als beleidsmatige referentie in plaats van een harde norm.	Aangepast: De waarde van 600 aanrijdingen is verduidelijkt als historisch vastgesteld en bestuurlijk gelegitimeerd referentieniveau en signaleringswaarde, geen resultaatsverplichting.
Verzoek om de betreffende tekst te vervangen door een expliciete toelichting waaruit blijkt dat het afschot niet kan leiden tot een populatiestand onder (of nabij) de minimaal vereiste populatiegrootte (MVP), met vermelding van de actuele populatieomvang (10.691 dieren) en de gehanteerde ondergrens van 150 dieren.	Aangepast: De volledige paragraaf <i>Minimum Viable Population</i> is herschreven. Daarbij is expliciet aangesloten bij de uitspraak van de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State van 18 juni 2025 inzake het beheer van grote grazers in de Oostvaardersplassen (ECLI:NL:RVS:2025:3439). In de herwerkte tekst is verduidelijkt dat MVP-waarden contextafhankelijk zijn, dat onzekerheden expliciet worden onderkend en dat het beheer zodanig is ingericht dat de populatie zich ruim boven de gehanteerde ondergrens bevindt.
Verzoek om de tekst aan te passen en expliciet te benoemen dat predatie door de wolf wel bijdraagt aan natuurlijke sterfte, maar niet leidt tot een meetbare afname van verkeersaanrijdingen, waardoor gericht afschot noodzakelijk blijft voor het realiseren van de verkeersveiligheidsdoelstelling.	Aangepast: De tekst is verduidelijkt
Verzoek om de tekst te vervangen door een verduidelijking van de status van werkplannen als operationele uitvoeringsinstrumenten en de rol van GS bij toezicht en bijsturing.	Aangepast: De tekst is verduidelijkt
Verzoek om de toewijzing los te koppelen van het WBE-niveau en toe te wijzen per weggedeelte.	Niet aangepast. WBE's functioneren als samenwerkingsverbanden van jachthouders waarin afstemming, coördinatie en monitoring van de uitvoering plaatsvinden. De toewijzing van taken en verantwoordelijkheden is hier functioneel op ingericht. Het verplaatsen van de uitvoering naar een ander gebiedsniveau (bijvoorbeeld per weggedeelte) zou de bestaande operationele structuur en samenwerkingsverbanden doorbreken en daarmee nadelig zijn voor een doelmatige uitvoering en consistente monitoring.
Er worden zorgen geuit over de paragraaf Schadebestrijding en populatiebeheer, omdat deze leest als tracé- of hotspotgericht beheer. Verzocht wordt te verduidelijken dat het beheer niet uitsluitend op afzonderlijke wegtrajecten is gericht, maar plaatsvindt binnen een afgebakend uitvoeringsgebied.	Aangepast: de tekst in de paragraaf Schadebestrijding en populatiebeheer is herschreven en verduidelijkt, waarbij expliciet is opgenomen dat het beheer plaatsvindt binnen het vastgestelde uitvoeringsgebied.
Onduidelijk is bij de paragraaf Uitvoeringsgebied of de aangeduide witte gebieden betekenen dat daar geen reewildbeheer is toegestaan, of dat deze gebieden om andere redenen buiten beschouwing zijn gelaten.	Aangepast: in de tekst is verduidelijkt dat in de witte gebieden geen reewildbeheer is toegestaan.
Verzocht wordt om de definitie van een kalf expliciet te vermelden en te verduidelijken vanaf welk moment een ree als bok of geit wordt aangemerkt (bijvoorbeeld per 1 juni).	Aangepast: in de tekst is expliciet opgenomen hoe een kalf wordt gedefinieerd en vanaf welk moment een ree wordt aangemerkt als bok of geit.
Verzocht wordt om in het faunabeheerplan expliciet op te nemen wat exact wordt aangevraagd en welke afwijkingen van wet- en regelgeving worden gevraagd.	Niet aangepast: deze onderdelen worden expliciet en afzonderlijk uitgewerkt en gemotiveerd in de bijbehorende vergunningsaanvraag. Bestuursbesluit: Er wordt een separate vergunningsaanvraag ingediend, zodat de aanvraag tot goedkeuring van het faunabeheerplan duidelijk wordt onderscheiden van de vergunningsaanvraag en geen onduidelijkheid bestaat over wat exact wordt aangevraagd.

<p>Verzocht wordt om een format voor een werkplan op te stellen waarin expliciet is opgenomen welke parameters worden getoetst en welke beoordelingscriteria daarbij worden gehanteerd.</p>	<p>Niet aangepast: het format voor het werkplan en de bijbehorende toetsings- en beoordelingscriteria maken onderdeel uit van de vergunningsaanvraag.</p>
<p>Er bestaat onduidelijkheid over de afbakening en onderbouwing van de zogenoemde "grijze gebieden", waaronder bebouwde kommen, wateroppervlakken en gebieden waar langdurig geen beheer heeft plaatsgevonden, en op basis van welke criteria deze wel of niet zijn opgenomen. Daarnaast wordt bevreemding geuit over het ontbreken van inspraak of informatie richting grondeigenaren en de vraag of het aanwijzen van ree-beheerlose gebieden proportioneel en consistent is toegepast.</p>	<p>Niet aangepast: het uitvoeringsgebied is vastgesteld op basis van objectieve criteria, te weten het vastgestelde verkeersveiligheidsrisico en de inzet en aanwezigheid van alternatieve maatregelen. De bereidheid van individuele grondeigenaren om risicobeheer middels afschot toe te passen vormt geen criterium voor opname binnen het uitvoeringsgebied; grondeigenaren behouden de mogelijkheid om ten alle tijden af te zien van beheer middels afschot en hun eigen verantwoordelijkheid te nemen via aanvullende alternatieve maatregelen. Binnen dit faunabeheerplan is beheer middels afschot uitsluitend gericht op verkeersveiligheid en niet op bosbouwkundige belangen.</p>
<p>Geadviseerd wordt om Indicators of Ecological Change (IEC's) niet op te nemen in het faunabeheerplan. Met als argumentaties dat IEC's zijn ontwikkeld als biologische respons-indicatoren, gericht op vegetatiestructuur, bosverjonging, lichaamsconditie, reproductie en parasitaire druk. Het zijn geen maatschappelijke impactindicatoren en kunnen daarom niet worden gekoppeld aan verkeersveiligheid of andere antropogene effecten.</p>	<p>Aangepast: IEC's zijn uit het faunabeheerplan verwijderd. Conform het gehanteerde kader voor mens-wild interacties en risicobeheer worden ecologische responsindicatoren onderscheiden van maatschappelijke impactindicatoren; verkeersveiligheid wordt uitsluitend beoordeeld op basis van aanrijdingsgegevens en risicoprofielen, en niet op ecologische responsmaten.</p>
<p>In de paragraaf <i>Mortaliteitsmethode</i> wordt gesteld dat met behulp van de geslachtsverhouding de aantallen bokken worden berekend. Dit is onjuist; conform de tellingen wordt de geslachtsverhouding vastgesteld en niet berekend.</p>	<p>Aangepast: verduidelijkt dat de tellingen worden gebruikt om de geslachtsverhouding vast te stellen. De mortaliteitsmethode wordt vervolgens toegepast om, op basis van deze geslachtsverhouding en de waargenomen populatietrend, terug te rekenen hoeveel geiten minimaal nodig zijn om de vastgestelde sterfte te dragen. Omdat de minimale omvang van het aantal geiten daarmee kan worden bepaald, kan tevens worden afgeleid hoeveel bokken minimaal aanwezig moeten zijn. De mortaliteitsmethode biedt aanvullend inzicht in de minimale omvang van het reeënbestand, rekening houdend met het feit dat tellingen trendmatig van aard zijn en niet alle aanwezige dieren daadwerkelijk waarnemen.</p>
<p>Op pagina 1, eerste alinea, wordt het Flora- en Faunabeleidsplan uit 2014 aangehaald ter onderbouwing van de norm van maximaal 600 aanriddingen. Dit beleidsplan is inmiddels ingetrokken. Verzocht wordt om te verwijzen naar het geldende uitvoeringsplan.</p>	<p>Niet aangepast: in deze paragraaf wordt het Flora- en Faunabeleidsplan 2014 aangehaald ter duiding van het historisch referentieniveau waartegen de ontwikkeling van het aantal aanriddingen wordt beoordeeld. De norm van circa 600 aanriddingen per jaar is niet ontleend aan het huidige uitvoeringsplan, maar aan de beleidsmatige keuze van Provinciale Staten in 2014 en de daaropvolgende juridische bevestiging door de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. Dit referentieniveau is gebaseerd op de destijds waargenomen en meerjarig consistente incidentcijfers en wordt sindsdien gehanteerd als maatschappelijk aanvaardbaar risiconiveau. Het vervallen van het beleidsplan doet geen afbreuk aan deze historische en juridische duiding, die expliciet wordt gebruikt als referentiekader en niet als geldend normstellend beleid.</p>
<p>In de paragraaf Duiding van de noodzaak ontstaat onduidelijkheid over de inzet en effectiviteit van populatiebeheer. Enerzijds wordt gesteld dat populatiebeheer heeft plaatsgevonden, terwijl anderzijds wordt geconcludeerd dat populatiebeheer en preventieve maatregelen onvoldoende effectief zijn, waardoor het onderscheid tussen schadebestrijding, populatiebeheer en risicobeheer niet helder is.</p>	<p>Aangepast: verduidelijkt dat in voorgaande beheerperioden sprake was van provinciebreed, generiek populatiebeheer op WBE-niveau, dat onvoldoende doelgericht was om aanriddingen op specifieke risicovolle wegtrajecten te reduceren. Tevens is expliciet gemaakt dat dit beheer wel een verdere ongecontroleerde toename heeft voorkomen en dat het huidige faunabeheerplan juist voorziet in een verschuiving naar risicogestuurd beheer, gericht op het verlagen van de lokale dichtheid nabij risicovolle wegtrajecten.</p>
<p>In de paragraaf Dichtheid als bepalende factor wordt gesproken over een statistisch aantoonbaar oorzakelijk verband. Dit leidt tot inconsistentie met het hoofdstuk Causaliteit, waarin wordt aangegeven dat harde causaliteit zelden kan worden bewezen.</p>	<p>Aangepast: de tekst is aangescherpt door het onderscheid tussen correlatie en causaliteit expliciet te maken. Verduidelijkt is dat sprake is van een sterke, statistisch significante en consistent terugkerende samenhang die in ecologische zin wordt geïnterpreteerd als waarschijnlijk causaal, conform de aard van de gebruikte studies. Tevens is een expliciete verwijzing naar Figuur 5.1.C toegevoegd.</p>
<p>De titel "Geen redelijke alternatieven" wordt als te absoluut ervaren. Voorgesteld wordt om de titel aan te passen</p>	<p>Aangepast: de titel van de paragraaf is gewijzigd om te verduidelijken dat alternatieve maatregelen beschikbaar en toegepast zijn, maar onvoldoende effectief blijken om het aanrijdingsrisico structureel te reduceren bij hoge reeëndichtheden.</p>

<p>Op bladzijde 2, paragraaf <i>Causaliteit</i>, wordt in de eerste zin van de tweede alinea verzocht om de relatie visueel te onderbouwen met een figuur en daarbij expliciet p-waardes te vermelden. Daarbij wordt voorgesteld figuur 5.1.C te combineren met figuur 8.1.</p>	<p>Aangepast: een aanvullende analyse is toegevoegd als figuur 8.2 en figuur 8.1 wordt expliciet benoemd ter onderbouwing van de beschreven relatie, inclusief statistische duiding. Figuur 5.1 wordt reeds benoemd in de eerste alinea van deze paragraaf.</p>
<p>In de laatste alinea op bladzijde 2 wordt aangegeven dat WBE's samen met de FBE werkplannen opstellen. Geadviseerd wordt om expliciet op te nemen dat deze werkplannen vervolgens ter goedkeuring aan de provincie worden voorgelegd. Daarbij wordt gewezen op bladzijde 7 van het plan, het advies van de commissie Rechtsbescherming en de uitspraak van de rechtbank, waarin is opgenomen dat werkplannen door de provincie moeten worden goedgekeurd.</p>	<p>Niet aangepast: de werkwijze in dit faunabeheerplan wijkt bewust af van eerdere faunabeheerplannen. Werkplannen hebben in dit plan uitsluitend de functie van coördinatie- en uitvoeringsinstrument en vormen geen verantwoording van het beheer en geen onderdeel van het beoordelingskader. Om die reden worden werkplannen niet ter goedkeuring voorgelegd aan de provincie. Deze benadering sluit aan bij de actuele jurisprudentie, waaronder de uitspraak in de voorlopige voorziening inzake het reeënbeheer in Fryslân en het advies Commissie rechtsbescherming Fryslân, waarin is bevestigd dat werkplannen in deze vorm niet vergunningplichtige en niet goedkeuringsplichtig zijn.</p>
<p>Bij de bepaling van de Minimum Viable Population (MVP) wordt op basis van de gehanteerde bron uitgegaan van $N \approx 167$; geadviseerd wordt deze waarde naar boven af te ronden (bijvoorbeeld 170 of 200), omdat 167 aan de krappe kant is en een ruimere afronding geen effect heeft op de uitvoering van het beheer.</p>	<p>Aangepast: de minimale populatieomvang (N) is naar boven afgerond op 200.</p>
<p>Ten aanzien van nachtzichtmiddelen wordt gesteld dat deze niet worden vergund, omdat zij niet zouden bijdragen aan het correct aanspreken van een ree.</p>	<p>Niet aangepast: nachtzichtmiddelen dragen wel degelijk bij aan het correct en veilig aanspreken van reeën onder omstandigheden met beperkte zichtbaarheid en verminderen daarmee het risico op foutieve determinatie en onzorgvuldig handelen.</p>
<p>Er wordt schadebestrijding aangevraagd binnen een zone van 1,5 kilometer rondom risicovolle wegtrajecten, terwijl voor de valwildregeling de gehele provincie Drenthe wordt aangevraagd. Verzocht wordt dit onderscheid expliciet en overzichtelijk op te nemen in de tabel.</p>	<p>Aangepast: de tabel is uitgebreid en verduidelijkt.</p>

Bijlage 2. WBE-kaart.



Bijlage Figuur 2.1 Overzicht van de wildbeheereenheden binnen de provincie Drenthe.

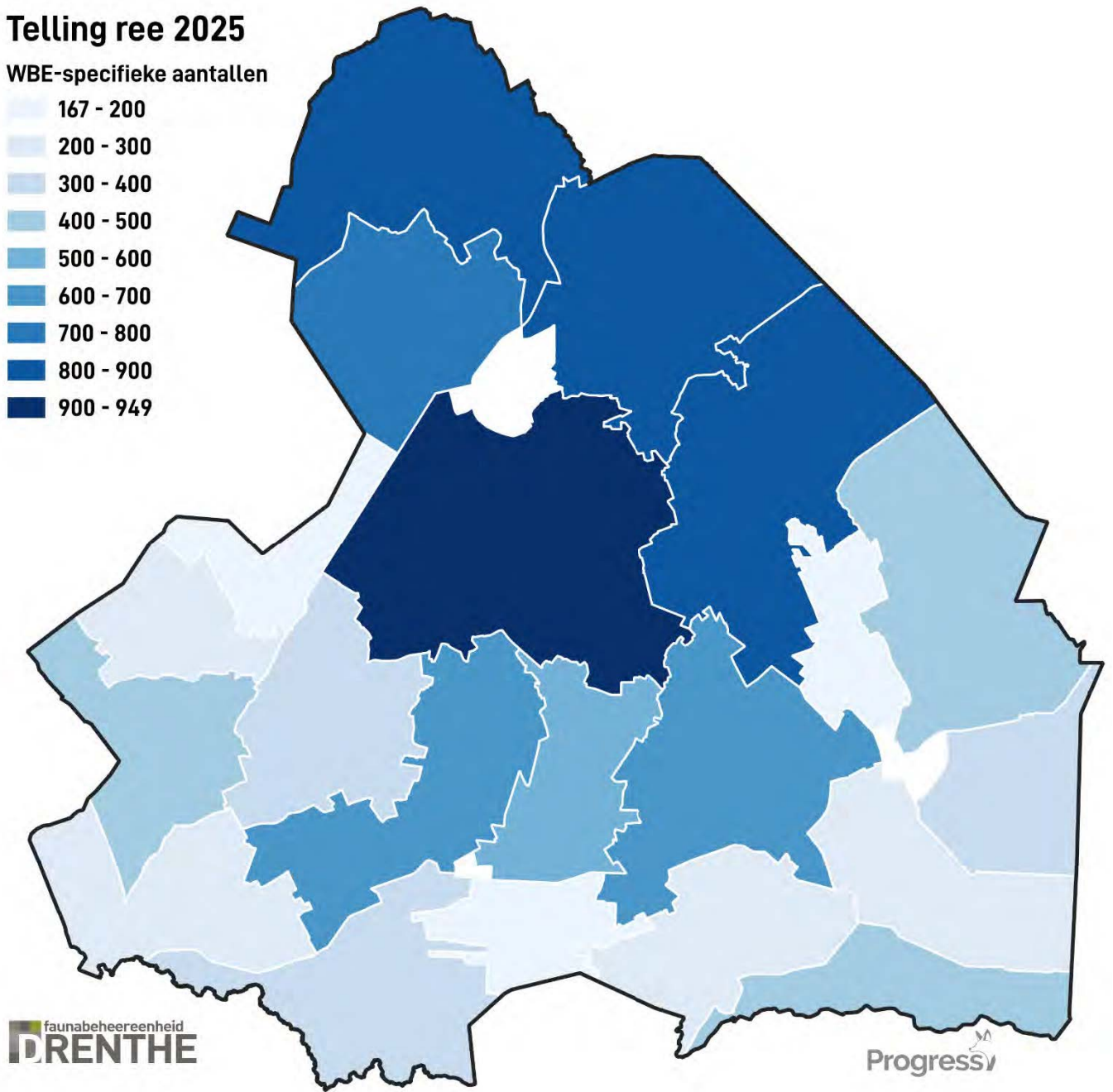
Bijlage 3. Telgegevens Ree per WBE.

Bijlage tabel 3.1 Totaal aantal getelde reeën in de provincie Drenthe in de periode 2016-2025. Totaal getelde aantallen onderverdeeld per WBE en geeft de MNA weer per WBE per jaar. n.g.: niet geteld. *Bron data: FRS.*

WBE	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Artemis	706	682	687	718	n.g.	727	593	733	634	694
Bargerveld	187	151	219	207	n.g.	192	239	249	252	217
De Dalgronden	365	403	394	438	n.g.	511	489	489	440	496
De Drie Marken	311	287	287	228	n.g.	286	296	244	200	167
De Grensstreek	250	280	286	287	n.g.	373	402	407	392	413
De Lebbestaok	570	705	784	756	n.g.	713	712	808	811	767
De Wieken	138	190	176	159	n.g.	207	228	246	209	181
Diana, Drenthe	1002	1274	1576	1459	n.g.	1621	1265	1543	1307	949
Diever-Smilde e.o.	300	342	292	237	n.g.	294	264	201	246	179
Drents Diep en Aa	736	743	770	870	n.g.	1076	842	937	949	879
Dwingelderveld e.o.	433	335	370	464	n.g.	456	464	413	450	392
Havelte e.o.	462	458	538	580	n.g.	569	585	582	528	454
Het Groote Veld	310	242	299	284	n.g.	400	314	380	479	524
Hondsrugveld	1050	1123	1056	1180	n.g.	1110	972	974	847	858
Kerspel Dalen	157	178	196	162	n.g.	211	179	237	256	207
Koekange-Ruinerwold	326	202	267	228	n.g.	336	251	231	198	207
Mars- en Westerstroom	619	542	591	548	n.g.	620	578	629	646	612
Noordenveld	556	534	622	726	n.g.	715	711	921	957	877
t Scholtensveld	243	197	206	219	n.g.	286	287	308	282	315
Van Echtensmorgenland e.o.	401	359	485	415	n.g.	406	387	374	361	383
	9386	9422	10435	10506		11430	10309	11183	10720	10001

Telling ree 2025

WBE-specifieke aantallen



Bijlage 3. Telgegevens Ree per WBE 2025.

Bijlage 4. Geregistreeerde aanrijdingen met reeën in de provincie Drenthe.



Bijlage figuur 4.1 Overzicht van de aanrijdingen geregistreerd in de provincie Drenthe gedurende de beheerperiode 2019-2024.

Bijlage tabel 4.1 Het totale aantal geregistreerde aanrijdingen per wildbeheereenheid onderverdeeld naar beheerjaar. Beheerjaar gesteld op 1-april tot en met 31-maart in opvolgende jaar. *Bron data: FRS. Bron data FRS.*

WBE	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Artemis	60	36	34	25	34	46	40	53	29	51
Bargerveld	11	10	13	36	25	30	33	57	50	40
De Dalgronden	19	29	31	33	39	41	36	49	44	75
De Drie Marken	30	29	20	27	30	27	23	25	29	38
De Grensstreek	18	13	9	13	19	28	16	57	37	40
De Lebbestaak	57	54	29	44	66	49	49	58	58	46
De Wieken	8	12	16	19	25	22	19	39	24	21
Diana, Drenthe	54	68	64	76	73	120	73	71	86	75
Diever-Smilde e.o.	15	17	19	15	12	16	10	19	9	9
Drents Diep en Aa	82	82	44	60	91	93	63	75	77	74
Dwingelderveld e.o.	30	24	30	33	35	46	36	27	46	39
Havelte e.o.	23	10	28	24	26	38	29	30	37	36
Het Groote Veld	14	12	24	16	27	29	17	18	19	29
Hondsrugveld	71	94	84	84	82	86	67	73	64	76
Kerspel Dalen	23	26	20	11	18	24	22	21	26	41
Koekange-Ruinerwold	20	12	16	42	24	19	18	15	16	10
Mars- en Westerstroom	32	40	33	39	39	49	38	45	68	39
Noordenveld	67	94	63	48	55	52	54	46	90	88
't Scholtensveld	21	12	12	12	34	45	43	45	62	43
Van Echtensmorgenland e.o.	8	13	31	54	49	42	40	45	53	51
Vledder e.o.	16	8	20	12	18	23	24	24	28	23
Totaal	679	695	640	723	821	925	750	892	952	944

Bijlage tabel 5.1 Geregistreerd afschot ree in de provincie Drenthe per beheerjaar 2015-2024. Totaal geregistreerd afschot is onderverdeeld naar individuele WBE's per beheerjaar en totaal. Beheerjaar gesteld op 1-april tot en met 31-maart in opvolgende jaar. **beheerjaar 2024 beperkt (geen vergunning aantalsreductie na 28-1-2025). Bron data: FRS.*

WBE-afschot ree	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024*
Artemis	165	198	189	187	150	160	151	137	148	93
Bargerveld	19	28	33	40	38	31	30	35	35	30
De Dalgronden	66	58	56	42	43	56	44	43	40	42
De Drie Marken	61	65	37	51	33	52	60	47	74	34
De Grensstreek	82	76	69	67	44	46	44	48	55	63
De Lebbestaak	87	92	93	114	67	65	98	86	91	77
De Wieken	55	44	33	44	49	27	34	46	57	31
Diana, Drenthe	169	362	381	364	270	284	321	260	324	150
Diever-Smilde e.o.	101	81	56	50	26	65	49	36	37	15
Drents Diep en Aa	224	190	183	195	190	195	206	180	214	112
Dwingelderveld e.o.	77	79	62	71	36	63	73	57	60	30
Havelte e.o.	116	94	95	97	87	90	86	86	95	54
Het Groote Veld	108	83	50	37	20	43	43	49	49	44
Hondsrugveld	161	179	214	210	162	195	185	185	177	123
Kerspel Dalen	28	40	46	52	40	41	42	38	57	39
Koekange-Ruinerwold	65	58	73	74	52	53	53	53	57	36
Mars- en Westerstroom	133	124	112	124	98	116	98	89	99	81
Noordenveld	132	151	140	145	111	126	142	138	173	108
't Scholtensveld	75	69	64	48	59	55	54	40	71	51
Van Echtensmorgenland e.o.	98	92	91	102	82	92	80	89	91	76
Vledder e.o.	67	72	60	75	67	73	69	62	67	32
Totaal	2195	2307	2141	2189	1724	1928	1962	1804	2071	1321

