

Beoordeling ecologische effecten reactivering 'IJzeren Rijn' op het gebied de Meinweg

Een toetsing in het kader van de EU-Vogelrichtlijn en de EU-Habitatrichtlijn

**E.A.P. Wieman
R.J.F. Bugter
E.A. van der Grift
A.G.M. Schotman
C.C. Vos
S.S.H. Ligthart**

Alterra-rapport 081

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000

REFERAAT

Wieman, E.A.P., R.J.F. Bugter, E.A. van der Grift, A.G.M. Schotman, C.C. Vos, S.S.H. Ligthart 2000. *Beoordeling ecologische effecten reactivering 'IJzeren Rijn' op het gebied de Meinweg - een toetsing in het kader van de EU-Vogelrichtlijn en EU-Habitatrichtlijn*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 081. 140 blz. 10 fig.; 15 tab.; 2 foto's; 141 ref.

De Meinweg is aangemeld respectievelijk aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de EU-Habitatrichtlijn en EU-Vogelrichtlijn. Reactivering van de goederenspoorlijn 'IJzeren Rijn', waarvan een deel door de Meinweg loopt, en alternatieve tracévarianten ten noorden en ten zuiden van de Meinweg, dienen dan ook te worden getoetst aan deze internationale regelgeving op het gebied van natuurbescherming. Mogelijke effecten zijn habitatverlies, barrièrewerking, sterfte door aanrijdingen en verstoring van leefgebied. Deze effecten hebben een uitwerking op het niveau van populaties en netwerkpopulaties van diersoorten. Eventuele effecten dienen zo veel mogelijk te worden voorkomen of anders te worden gecompenseerd.

Trefwoorden: compensatie, de Meinweg, duurzaamheid, ecologische effecten, Habitatrichtlijn, mitigatie, railinfrastructuur, spoorlijn, Vogelrichtlijn, IJzeren Rijn

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 67,80 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 081. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Fotoverantwoording: R. Krekels (adder, kamsalamander), E. Wieman (IJzeren Rijn, alluviaal bos), J. Dirksen (stillegebied), P. van Gaalen, KINA (blauwborst)

Projectnummer 35388

[Alterra-rapport 081/HM/09-2000]

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Probleemstelling en doelstelling	14
1.3 Afbakening	14
2 De Meinweg, de Habitat- en Vogelrichtlijn en de IJzeren Rijn	17
2.1 De Meinweg	17
2.2 De Habitat- en Vogelrichtlijn	18
2.3 De IJzeren Rijn	21
2.3.1 Het historisch tracé	21
2.3.2 Alternatieve tracés: A1-variant en A2-variant	22
3 Opzet en uitgangspunten onderzoek	23
3.1 Opzet van het onderzoek	23
3.2 Selectie van de te onderzoeken soorten	29
3.2.1 Selectiecriteria	29
3.2.2 Toelichting op de soortselectie per diergroep	31
3.3 Scenario's	38
4 Effecten railinfrastructuur en uitwerking methodiek per diergroep	41
4.1 Inleiding	41
4.2 Amfibieën	41
4.2.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij amfibieën	41
4.2.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerk- populatie-niveau	44
4.3 Reptielen	47
4.3.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij reptielen	47
4.3.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerk- populatie-niveau	49
4.4 Vogels	52
4.4.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij vogels	52
4.4.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerk- populatie-niveau	53
4.5 Zoogdieren	56
4.5.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij zoogdieren	56
4.5.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerk- populatie-niveau	59
5 Resultaten	63
5.1 Inleiding	63
5.2 Huidige situatie per diergroep	63

5.2.1	Amfibieën	63
5.2.2	Reptielen	65
5.2.3	Vogels	67
5.2.4	Zoogdieren	68
5.3	Autonome ontwikkeling en effect op de fauna	71
5.3.1	Autonome ontwikkeling	71
5.4	Effecten permanente (re)activering op populatie- en netwerkpopulatie-niveau	75
5.4.1	Amfibieën	75
5.4.2	Reptielen	78
5.4.3	Vogels	81
5.4.4	Zoogdieren	83
5.5	Effecten van tijdelijke reactivering van het historisch tracé	85
5.5.1	Amfibieën	85
5.5.2	Reptielen	86
5.5.3	Vogels	86
5.5.4	Zoogdieren	87
6	Mitigatie en compensatie	89
6.1	Voorwaarden voor mitigatie en compensatie	89
6.2	Mitigeren van de effecten	90
6.3	Compensatie	92
7	Conclusie	95
8	Aanbevelingen	103
	Literatuur	105
	Bijlagen	117
1	Begrippenlijst	119
2	Kwalificatie van de Meinweg als Habitatrictlijn- en Vogelrichtlijngebied	123
3	Vertaling habitattypen uit de Habitatrictlijn naar natuurdoeltypen en vegetatiekundige aanduiding	129
4	Overzicht van soorten op basis waarvan de selectie heeft plaatsgevonden van te onderzoeken soorten	131
5	Effecten duurzaamheid amfibieën	133
6	Topografische kaart van de Meinweg en omgeving	137

Woord vooraf

Dit rapport geeft de resultaten van een toetsing van de ecologische gevolgen van een mogelijke reactivering van de goederenspoorlijn 'IJzeren Rijn' in het kader van de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn. Deze toetsing is uitgevoerd in opdracht van NS Railinfrabeheer (Nieuwbouwprojecten, Projectteam IJzeren Rijn). Naast de genoemde auteurs hebben de volgende personen van Alterra een belangrijke bijdrage geleverd aan de totstandkoming van dit rapport: J. Dirksen, H. Houweling, H. Kuipers, H.A.M. Meeuwsen, W. Neuwenhuizen, M.J.S.M. Reijnen, T. van der Sluis en R.P.H. Snep.

Voor een dergelijke toetsing is tijdige toelevering van data (verspreidingsgegevens, kaartmateriaal) en overige informatie van essentieel belang. Hiervoor worden de volgende personen en organisaties hartelijk bedankt: C.F. van de Bund (Bureau Altenburg & Wymenga), J. Dirkmaat (Vereniging Das & Boom), R.S. Etienne (Plant Research International), J. Huisman (Rijkswaterstaat Directie Limburg), R. Ouwerkerk, F. van Westreenen, G. Jonkman en H. Vink (Staatsbosbeheer), A. Groenveld en G. Smit (RAVON Werkgroep monitoring), R. Gubbels (Natuurhistorisch Genootschap Limburg), A.J.W. Lenders (Natuurhistorisch Genootschap Limburg), L. Spoormakers, B. van Noorden en R. van Vugt (Provincie Limburg), L.A.F. Reyrink (Biologisch Station Krickenbecker Seen) en J. van Willigenburg (NS Technisch Onderzoek).

De auteurs
september 2000

Samenvatting

De 'IJzeren Rijn' is een internationale spoorverbinding voor het vervoer van goederen tussen de Antwerpse haven en het Duitse achterland. Deze spoorverbinding is sinds 1991 niet meer in gebruik voor doorgaande treinen.

Een deel van het historisch tracé loopt door de Meinweg. De Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Europese Habitatrichtlijn (kenmerk 92/43/EEG) en aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Europese Vogelrichtlijn (kenmerk 79/409/EEG). Deze bijzondere status vereist onderzoek naar de ecologische gevolgen van zowel permanente als tijdelijke reactivering van het historisch tracé, mogelijke alternatieve tracés en naar de mogelijkheden van mitigerende en compenserende maatregelen.

Nederland is verantwoordelijk om voor de gebieden die zijn aangewezen onder de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn een '*gunstige staat van instandhouding*' te garanderen, voor zover het de habitattypen of soorten betreft op basis waarvan het gebied is aangewezen. Voor de Meinweg geldt dat getoetst dient te worden op een '*gunstige staat van instandhouding*' van *leefgebieden* en op een '*gunstige staat van instandhouding*' van *specifieke soorten*. In het onderhavige onderzoek is een '*gunstige staat van instandhouding*' onderzocht aan de hand van 11 diersoorten: twee soorten amfibieën, drie soorten reptielen, vijf vogelsoorten en een zoogdier. Het betreft soorten op basis waarvan de Meinweg is aangemeld respectievelijk aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn en/of soorten die als indicator dienen voor een '*gunstige staat van instandhouding*' van habitattypen op basis waarvan de Meinweg is aangemeld onder de Habitatrichtlijn.

Van essentieel belang voor een duurzame instandhouding van planten- en diersoorten is het vóórkomen in voldoende grote populaties met voldoende ruimtelijke samenhang tussen deze populaties. Populaties waartussen voldoende uitwisseling mogelijk is, maken deel uit van dezelfde netwerkpopulatie.

In het onderhavige onderzoek is nagegaan in welke mate habitatverlies, een effect op de habitatkwaliteit, sterfte en barrièrewerking als gevolg van de reactivering van de IJzeren Rijn kan worden verwacht per geselecteerde diersoort en scenario's, en wat de consequenties zijn voor afzonderlijke populaties en voor de duurzaamheid van de netwerkpopulaties waar de Meinweg deel van uitmaakt. Hiervoor is gebruik gemaakt van modelsimulaties, dosis-effect relaties of expert judgement, afhankelijk van de beschikbaarheid van onderzoeksgegevens en een -methodiek.

In het onderhavige onderzoek is getoetst op de situatie zoals deze op het moment van aanwijzing aanwezig was. Autonome ontwikkelingen, zoals inrichtings-, beheer- en natuurontwikkelingsplannen, en het effect hiervan op de ontwikkeling van de (netwerk)populaties van de verschillende soorten, zijn op een globale wijze in beschouwing genomen.

Gezien het voorzorgbeginsel is het aannemelijk maken van een significante achteruitgang voor één van de onderzochte soorten en/of habitattypen voldoende om te concluderen dat een bepaald tracé in strijd is met verplichtingen vanuit de Habitat- en Vogelrichtlijn. Echter naarmate de negatieve effecten groter zijn en voor meerdere soorten gelden is deze strijdigheid groter.

Permanente reactivering van de IJzeren Rijn

De modelresultaten van de onderzochte amfibieën geven aan dat barrièrewerking en sterfte zullen leiden tot een achteruitgang in duurzaamheid van meerdere populaties in de Meinweg. Voor de rugstreeppad is tevens sprake van een geringe achteruitgang van de duurzaamheid van de netwerkpopulatie als geheel.

Voor de onderzochte reptielen, adder, gladde slang en zandhagedis, is een duidelijke opdeling van de netwerkpopulatie als gevolg van barrièrewerking bij reactivering van het historisch tracé alleen aannemelijk bij plaatsing van geluidschermen die niet doorlaatbaar zijn. Plaatsing van niet-doorlaatbare geluidschermen kan ertoe leiden dat populaties van de adder ten zuiden van het spoor op termijn zullen verdwijnen. Voor de gladde slang kan dit betekenen dat de soort uit het gebied verdwijnt.

Geluidsbelasting door treinverkeer leidt tot een reductie van het leefgebied voor vogelsoorten. Bij permanente reactivering van het historisch tracé *zonder* geluidschermen gaat, afhankelijk van de soort, maximaal 3 tot 16% van het habitat van de onderzochte soorten in de Meinweg verloren¹. Een afname van maximaal 16% heeft betrekking op het habitat van de wielewaal, een indicator voor het prioritaire habitat '*alluviale bossen met Alnus glutinosae en Fraxinus excelsior*'. Bij permanente reactivering komt circa 21% van het in de Meinweg aanwezige areaal van dit habitat in de verstoorde zone te liggen. Hierbij is dus sprake van *aantasting van prioritaire habitat*. Geluidschermen langs het historisch tracé zijn effectief in het reduceren van het gevonden effect. Het verlies aan draagkracht en oppervlakte leefgebied wordt gereduceerd tot circa 25% van de verstoring bij reactivering van het historisch tracé zonder geluidschermen.

De geschiktheid van de Meinweg als leefgebied voor de das neemt af bij permanente reactivering van het historisch tracé *zonder* geluidschermen, als gevolg van sterfte door aanrijdingen. Er bestaat bij dit scenario een reële kans dat de in de Meinweg gelegen dassengroep Steenheuvel uitsterft. Bij reactivering van het historisch tracé *met* geluidschermen wordt sterfte als gevolg van aanrijdingen voorkomen doordat de geluidwerende voorzieningen het spoor voor dassen afschermt. Wèl is er als gevolg van de plaatsing van geluidschermen sprake van barrièrewerking, waardoor de netwerkpopulatie in tweeën wordt gedeeld, waarbij de nieuwe netwerkpopulatie ten zuiden van de spoorlijn een reële kans heeft om uit te sterven. De situatie van de dassen in de Meinweg, vooral de dassengroep Steenheuvel, wordt als gevolg van de tweedeling van de netwerkpopulatie kwetsbaarder. Enerzijds is dit een gevolg van het feit dat een deel van het leefgebied van deze dassengroep onbereikbaar wordt als gevolg van de barrière. Daarnaast komt deze dassengroep bij dit scenario in de

¹ Uitgaande van een verlies aan draagkracht van 100% binnen de verstoorde zone.

periferie van de sleutelpopulatie te liggen en wordt aldus kwetsbaarder voor lokaal uitsterven.

Binnen de Meinweg zijn voor tracévariant A1 voor de onderzochte diersoorten geen of slechts geringe negatieve effecten te verwachten. In dat opzicht is tracévariant A1 dan ook niet in strijd met de verplichtingen in het kader van de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn. Wel moet worden opgemerkt dat tracévariant A1 is gepland door een belangrijk dassenbolwerk dat buiten de Meinweg ligt. De te verwachten effecten bij tracévariant A1, te weten habitatverlies en sterfte, zijn primair van invloed op dassenleefgebieden buiten de Meinweg. De effecten op de dassen(groepen) in de Meinweg zelf zijn gering en indirect. De draagkracht van de sleutelpopulatie, waartoe ook twee van de drie dassengroepen in de Meinweg behoren, neemt af, maar de sleutelpopulatie en daarmee de netwerkpopulatie als geheel blijven wel duurzaam voortbestaan.

Tracévariant A2 heeft geen aanwijsbare negatieve gevolgen voor de onderzochte vogel- en reptielensoorten. Van de onderzochte soorten amfibieën is voor de kamsalamander in de Meinweg geen effect geconstateerd. Tracévariant A2 doorsnijdt echter een belangrijke lokale populatie van de rugstreeppad hetgeen een significant negatief effect op de duurzaamheid van de netwerkpopulatie in de Meinweg tot gevolg heeft.

Voor de das geldt dat de te verwachten effecten bij de tracévariant A2, te weten habitatverlies en sterfte, primair van invloed zijn op dassenleefgebieden buiten de Meinweg. De effecten op de dassen(groepen) in de Meinweg zelf zijn gering en het verdwijnen van dassen(groepen) uit de Meinweg is niet waarschijnlijk. Als gevolg van habitatverlies neemt de grootte van de sleutelpopulatie enigszins af, waartoe ook twee van de drie dassengroepen in de Meinweg behoren. Naar verwachting blijft de sleutelpopulatie en daarmee de netwerkpopulatie als geheel echter wel duurzaam voortbestaan.

Geconcludeerd wordt dat:

- Permanente reactivering van het historische tracé een zodanig negatief effect heeft dat dit in strijd wordt geacht met (de toetsingscriteria voor) een gunstige staat van instandhouding volgens de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn.
- De geconstateerde effecten op de dierpopulaties in de Meinweg bij het tracévariant A1 van zo geringe omvang zijn, dat dit niet strijdig wordt geacht met de gunstige staat van instandhouding van het gebied.
- Voor tracévariant A2 geldt dat alleen de te verwachten effecten voor de rugstreeppad in strijd zijn met een gunstige staat van instandhouding van de soort.
- Voor alle onderzochte soortgroepen geldt dat door reactivering van het historisch tracé en in mindere mate de tracévariant A2 een toename in duurzaamheid die op grond van autonome ontwikkelingen verwacht mag worden, gedeeltelijk teniet zal worden gedaan.

Tijdelijke reactivering van de IJzeren Rijn

Tijdelijke reactivering van het historisch tracé kent een significant lager aantal treinen en een lagere rijsnelheid dan permanente reactivering. Toch kan tijdelijke reactivering voor amfibieën leiden tot barrièrewerking en sterfte, hetgeen enige vermindering van de draagkracht van enkele leefgebieden in de Meinweg tot gevolg heeft. De tijdelijke reactivering van het historisch tracé is voor amfibieën, strikt formeel gezien, in strijd met de toetsingscriteria van de habitatrichtlijn. Wanneer echter de tijdelijke aard van reactivering in beschouwing wordt genomen (hier is een periode van circa 5 jaar verondersteld) en negatieve effecten zoveel mogelijk worden gemitigeerd, zal dit *geen onomkeerbare aantasting* van de Meinweg tot gevolg hebben.

Mitigatie en compensatie

Er bestaan verschillende maatregelen die de negatieve effecten van reactivering van de IJzeren Rijn kunnen mitigeren dan wel compenseren. Verlies aan habitatkwaliteit als gevolg van verstoring door geluid kan worden tegengegaan door het plaatsen van geluidschermen. Sterfte van zoogdieren en amfibieën (bij vogels en reptielen is bij reactivering geen sterfte verondersteld) wordt bij afscherming van de spoorlijn door faungerende rasters en/of geluidschermen volledig voorkomen. Dergelijke afschermingen van de spoorlijn voorkomt sterfte, maar werpt tegelijkertijd een extra barrière op die uitwisseling tussen populaties aan weerszijden van de spoorbaan onmogelijk maakt. De barrièrewerking die voor amfibieën, reptielen en kleine tot middelgrote zoogdieren door plaatsing van geluidschermen ontstaat, kan mogelijk worden opgeheven door de aanleg van onderdoorgangen, die wat betreft ontwerp en dimensies zijn afgestemd op de eisen die de verschillende diergroepen stellen.

Het is niet aannemelijk dat de effecten van versnippering volledig kunnen worden gemitigeerd door rasters, geluidschermen en/of faunatunnels. In principe kan een verdiepte ligging van het historisch tracé met overkapping, waarbij habitat naderhand wordt hersteld ('*cut-and-cover*'-methode) wel alle hier genoemde effecten van reactivering van het historisch tracé op de Meinweg voorkomen.

Verlies aan habitat kan door de aanleg van nieuw habitat elders worden gecompenseerd. Hierbij dient, afhankelijk van het habitatype, rekening te worden gehouden met een (lange) ontwikkelingstijd, wat gezien de verplichting dat compensatie gerealiseerd dient te zijn vóór de (re)activering, een probleem kan zijn. Het aanleggen van het prioritair habitat: '*alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior**', lijkt niet goed mogelijk, gezien de zeer specifieke abiotische omstandigheden die voor dit habitat vereist zijn. Het aanleggen van nieuw habitat voor amfibieën kan wel in relatief korte tijd worden gerealiseerd. Compensatie kan ook gezocht worden in het opheffen van andere (infrastructurele) knelpunten waardoor een positief effect op de duurzaamheid van bijvoorbeeld de dassenpopulatie kan worden verkregen.

Concluderend kan worden gesteld dat, mogelijk met uitzondering van de *cut-and-cover* methode, ook na mitigatie en compensatie niet alle effecten van permanente reactivering van het historisch tracé (tijdig) zullen kunnen worden opgeheven.

Gezien de relatief beperkte invloed van de tracévarianten A1 en A2 op de Meinweg is de verwachting dat alleen de negatieve gevolgen van deze tracévarianten voldoende en tijdig kunnen worden voorkomen dan wel weggenomen.

Het onderhavige onderzoek beperkt zich tot de effecten van reactivering van de IJzeren Rijn op de ecologische situatie in het gebied de Meinweg. Andere effecten van de tracés op de omgeving zullen in de Trajectnota/MER aan de orde moeten komen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De 'IJzeren Rijn' is een internationale spoorverbinding voor het vervoer van goederen tussen de Antwerpse haven en het Duitse achterland. Deze spoorverbinding is sinds 1991 niet meer in gebruik voor doorgaande treinen.

Door de Belgische regering is verzocht het historisch tracé van de 'IJzeren Rijn' te reactiveren voor de afwikkeling van het goederenvervoer van Antwerpen naar het Duitse Ruhrgebied (Ministerie V&W / NS Railinfrabeheer 1999). Aan een mogelijke reactivering gaat een milieueffectrapportage (MER) en Tracéwet-procedure vooraf. Binnen deze procedures wordt een gecombineerde Trajectnota/MER opgesteld. Uiteindelijk leiden de procedures tot tot een (ontwerp-) Tracébesluit voor de 'IJzeren Rijn'. Dit gebeurt ondermeer in overleg met overheden, betrokken instanties en via inspraak.

Vanwege deze lange besluitvormingsprocedure is, in afwachting van een mogelijk permanent gebruik van het historisch tracé, door de Belgische en Nederlandse ministers voorgesteld een tussenoplossing te bestuderen. Deze tussenoplossing bestaat uit een tijdelijk extensief gebruik van het historisch tracé voor een periode van circa vijf jaar.

Een deel van het historisch tracé loopt door de Meinweg. De Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Europese Habitatrichtlijn (kenmerk 92/43/EEG) en aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Europese Vogelrichtlijn (kenmerk 79/409/EEG). Deze beide richtlijnen beogen de biologische diversiteit op het grondgebied van de Europese Unie te waarborgen door het instandhouden van de natuurlijke en half-natuurlijke leefgebieden en van wilde flora en fauna.

De verplichtingen waaraan de Lidstaten moeten voldoen zijn voor beide richtlijnen vastgelegd in artikel 6 van de Habitatrichtlijn. De Lidstaten zijn verantwoordelijk om, voor de gebieden die zijn aangewezen onder de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn, speciale beschermingsmaatregelen te treffen. Deze beschermingsmaatregelen zijn zowel pro-actief (art. 6 lid 1) als preventief (art. 6 lid 2, 3 en 4) van aard. Met pro-actieve beschermingsmaatregelen worden beheerplannen, statutaire, administratieve en contractuele maatregelen bedoeld. Met preventieve maatregelen worden passende maatregelen bedoeld om significante achteruitgang van natuurlijke habitats en de habitats van de soorten op basis waarvan de gebieden zijn aangewezen onder de richtlijnen, te voorkomen.

Plannen en projecten die mogelijk een significant effect hebben op een gunstige staat van instandhouding (hetzij afzonderlijk, hetzij in combinatie met andere plannen of projecten), dienen te worden getoetst op effecten in het licht van de beschermingsdoelstelling van het gebied.

De bevoegde nationale autoriteiten kunnen vervolgens enkel toestemming geven voor het project of plan wanneer is vastgesteld dat de integriteit van het gebied niet onomkeerbaar wordt aangetast of wanneer er sprake is van 'dwingende redenen van groot openbaar belang' en er geen reële alternatieven voorhanden zijn. In dat geval dienen mitigerende of compenserende maatregelen te worden getroffen (artikel 6 lid 4).

Bij reactivering van de 'IJzeren Rijn', zowel tijdelijk als permanent, kan niet op voorhand worden uitgegaan dat de integriteit van het gebied gewaarborgd blijft. Er dient dan ook een zorgvuldige studie plaats te vinden naar mogelijke effecten op de instandhoudingsdoelstelling van de Meinweg.

1.2 Probleemstelling en doelstelling

Probleemstelling

De bijzondere status van de Meinweg als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn vereist onderzoek naar de ecologische gevolgen van zowel permanente als tijdelijke reactivering van het historisch tracé, mogelijke alternatieve tracés en naar de mogelijkheden van mitigerende maatregelen² en compensatie³.

Doelstelling

In het onderhavige onderzoek zal primair worden getoetst:

- In welke mate ecologische effecten optreden bij tijdelijke en permanente reactivering van het historisch tracé en bij voorgestelde alternatieve tracévarianten;
- In hoeverre deze ecologische effecten in strijd zijn met verplichtingen die voortvloeien uit de bijzondere status van de Meinweg als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn;
- Of en hoe schadelijke effecten kunnen worden gemitigeerd en of gecompenseerd.

1.3 Afbakening

Het onderhavige onderzoek is uitgevoerd als toetsing van (re)activering van de spoorlijn aan verplichtingen die voortvloeien uit de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn. Het onderzoek doet dan ook geen uitspraken over welke tracévariant tot de minste aantasting van natuurwaarden buiten de Meinweg leidt. Deze effecten zullen aan de orde komen in de Trajectnota/MER.

² Mitigerende maatregelen zijn technische maatregelen op de plaats van de ingreep zelf, gericht op het opheffen van een specifiek effect zoals ecoducten tegen barrièrewerking en geluidschermen tegen verstoring door geluid.

³ Compensatie staat los van de plaats van de ingreep en is meestal gericht op vervanging van verloren gegane ecologische waarden door de aanleg en inrichting van nieuwe natuurgebieden.

In het onderhavige onderzoek wordt nagegaan op welke wijze effecten kunnen worden gemitigeerd en of compensatie mogelijk is. Deze kennis dient, bij keuze voor een van de tracévarianten, als basis voor het uitwerken van een gedetailleerd mitigatie- en compensatieplan. Een gedetailleerde uitwerking valt echter buiten het bestek van het onderhavige onderzoek.

Zowel internationale (natuurbeschermings)regelgeving als nationale (natuur)beleidskaders bepalen de status van het gebied de Meinweg. De Vogelrichtlijn (kenmerk 79/409/EEG), de Habitatrichtlijn (kenmerk 92/43/EEG), het Structuurschema Groene Ruimte, de bestemming als nationaal park, de bestemming als kerngebied in de Ecologische Hoofdstructuur (Ministerie LNV 1990) en de provinciale aanwijzing als stiltegebied (Wet Milieubeheer, artikel 1.2) zijn onder andere van toepassing op het gebied. Bij reactivering van de 'IJzeren Rijn' is toetsing aan deze nationale en internationale kaders aan de orde, voorzover hier juridische verplichtingen uit voortvloeien. De consequenties voor reactivering van de 'IJzeren Rijn' die voortvloeien uit (inter)nationale regelgeving en beleidskaders, anders dan die van de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn, valt echter buiten het bestek van het onderhavige onderzoek.

Effecten die als gevolg van de reactivering van de 'IJzeren Rijn' kunnen optreden, maar die niet relevant zijn voor toetsing aan de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn, zijn niet betrokken in het onderzoek. Hierbij kan worden gedacht aan effecten op de belevingswaarde van het gebied voor recreanten.

Het onderzoek gaat in op de directe effecten van reactivering. Mogelijke indirecte effecten als een eventuele verschuiving van de recreatiedruk naar andere, ecologisch gevoeligere delen van de Meinweg zijn buiten beschouwing gebleven.



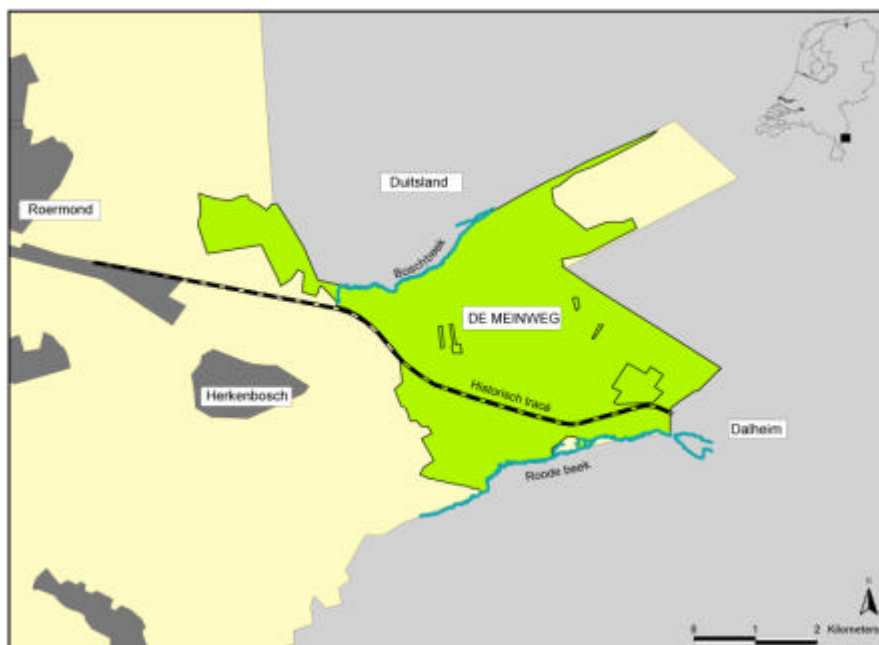
Foto 1. De Meinweg is ondermeer aangewezen als stiltegebied.

2 De Meinweg, de Habitat- en Vogelrichtlijn en de IJzeren Rijn

2.1 De Meinweg

De Meinweg omvat circa 1600 hectare overwegend bos- en heidegebied en ligt tussen Roermond en de Duitse grens binnen de gemeente Roerdalen (Bossenbroek & Hermans 1999). De ligging van het gebied is aangegeven in figuur 1. In bijlage 6 is een topografische kaart van het gebied opgenomen. Voor specifieke plaats-, gebieds- of overige geografische aanduidingen waarnaar in dit rapport wordt verwezen kan deze kaart worden geraadpleegd. De Meinweg is in 1995 aangewezen als nationaal park en is onderdeel van het internationale grenspark Maas-Swalm-Nette. Het gebied biedt een afwisselend landschap met een grote rijkdom aan planten- en diersoorten. De Meinweg is een uniek gebied in Nederland. Zo komen er in het gebied vijf van de zeven in Nederland voorkomende soorten reptielen en twaalf van de vijftien in Nederland voorkomende soorten amfibieën voor (Lenders 1992).

Ook geologisch gezien is de Meinweg een bijzonder gebied. Als gevolg van verschuivingen en breuken in de aardkorst is een bijzonder terrassenlandschap ontstaan, met steile overgangen tussen de terrassen en hoogteverschillen tot dertig meter. Door de insnijdende werking van water zijn dwars op de terrassen twee beekdalen ontstaan: het dal van de Roode Beek en het dal van de Boschbeek. De Roode Beek en de Boschbeek vertonen beide nog een zeer natuurlijk, meanderend karakter.



Figuur 1. Ligging van De Meinweg.

2.2 De Habitat- en Vogelrichtlijn

De Meinweg is op 19 mei 1994 aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn. Het betreft een oppervlakte van 1600 hectare (Ministerie LNV 1999a). Deze aanwijzing is gebaseerd op het voorkomen van een achttal vogelsoorten: nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*), zwarte specht (*Dryocopus martius*), boomleeuwerik (*Lullula arborea*), kraanvogel (*Grus grus*), grauwe klauwier (*Lanius collurio*), wespendif (*Pernis apivorus*), ijsvogel (*Alcedo atthis*) en blauwborst (*Luscinia svecica*) (rapport 19-10-'89, IKC-Natuurbeheer).

De Meinweg is ook één van de gebieden die Nederland in de zogenaamde tweede tranche van gebieden op 19 juli 1998 heeft aangemeld bij de Europese Commissie, als een gebied dat zich kwalificeert onder de Habitatrichtlijn. Deze aanmelding is gebaseerd op het voorkomen van een vijftal habitattypen, een viertal diersoorten en één plantensoort (zie bijlage 2).

Het betreft de habitattypen: (1) droge Europese heide, (2) psammofiele heide met *Calluna* en *Genista*, (3) Noord-Atlantische vochtige heide met *Erica tetralix*, (4) alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior* en (5) dystrofe natuurlijke poelen en meren. Bij de diersoorten uit de Habitatrichtlijn gaat het om de vale vleermuis (*Myotis myotis*), de kamsalamander (*Triturus cristatus*), de beekprik (*Lampetra planeri*), de grote modderkruiper (*Misgurnus fossilis*) en de gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*). Bij de planten gaat het om één soort, de drijvende waterweegbree (*Luronium natans*).

De Lidstaten van de Europese Unie zijn verantwoordelijk om voor de gebieden die zijn aangewezen onder de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn een 'gunstige staat van instandhouding' te garanderen, voor zover het de habitattypen of soorten betreft op basis waarvan het gebied is aangewezen.

In het kader van het onderhavige onderzoek is de vraag relevant of door reactivering van de 'IJzeren Rijn' een gunstige staat van instandhouding in het geding is. In artikel 1 van de Habitatrichtlijn is een 'gunstige staat van instandhouding' gedefinieerd (zie kader: *Gunstige staat van instandhouding*). Voor de Habitatrichtlijn gaat het daarbij zowel om het beschermen van bepaalde typen leefgebieden van planten en dieren als om de bescherming van bepaalde soorten (Ministerie LNV 1999b, Osieck 1998, Van Tooren *et al.* 1998). Sinds 1994 geldt het beschermingsregime volgens de Habitatrichtlijn ook voor de Vogelrichtlijn (Goedhart 1998). Hier wordt dan ook aangenomen dat de definitie van een 'gunstige staat van instandhouding' van soorten uit de Habitatrichtlijn ook van toepassing is op te beschermen vogelsoorten.

Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn (92/43/EEG; 79/409/EEG)

De Europese Unie heeft op het gebied van natuurbescherming twee richtlijnen uitgevaardigd: de Vogelrichtlijn in 1979 en de Habitatrichtlijn in 1992. De Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn beogen de biologische diversiteit op het grondgebied van de Europese Unie te waarborgen, door het instandhouden van de natuurlijke en half-natuurlijke leefgebieden en wilde flora en fauna. Het uiteindelijke doel is een samenhangend netwerk van leefgebieden en soorten van belang vanuit het perspectief van de Europese Unie als geheel (communautair belang): **Natura 2000**.

De Vogelrichtlijn richt zich specifiek op de instandhouding van alle natuurlijke en in het wild levende vogelsoorten op het Europees grondgebied van de Lidstaten. De instandhouding heeft betrekking op de bescherming, het beheer en de regulering van deze vogelsoorten en stelt regels voor de exploitatie daarvan. De Vogelrichtlijn bevat bijlagen met lijsten van soorten waarop verschillende beschermingsregels van toepassing zijn: soorten waarvan voor de leefgebieden speciale beschermingsmaatregelen worden getroffen (bijlage I), een lijst van soorten die in alle landen mogen worden bejaagd (bijlage II/1), een lijst van soorten die enkel in bepaalde landen mogen worden bejaagd (bijlage II/2) en een lijst van soorten waarin onder bepaalde voorwaarden handel is toegestaan (bijlage III).

Naast het aanwijzen van Speciale Beschermingszones voor vogelsoorten uit bijlage I van de Vogelrichtlijn, verplicht de Vogelrichtlijn tot het beschermen van 'geregeld voorkomende trekvogels', naast (trekkende) watervogels (artikel 4 lid 2). Op basis van het voorkomen van deze soorten kunnen enkel Speciale Beschermingszones worden aangewezen, wanneer de beschermingsbehoefte van de soort dit noodzakelijk maakt. De leefgebieden van deze soorten bepalen, naast de soorten uit bijlage I, wel mede de begrenzing van de gebieden (Ministerie LNV 2000). Op basis van de criteria dat het trekvogels betreft, ze zijn opgenomen op de nationale Rode Lijst van vogels, en dat de beschermde gebieden een wezenlijke bijdrage leveren aan de bescherming van de soort komen 14 soorten in Nederland als 'begrenzingssoort' in aanmerking (Van Roomen *et al.* 2000).

De Habitatrichtlijn is gericht op de bescherming van soorten en natuurlijke habitats met uitzondering van vogels en hun leefgebieden. De Habitatrichtlijn bevat een zestal bijlagen. In bijlage I van de Habitatrichtlijn zijn de typen natuurlijke habitats opgenomen en in bijlage II de dier- en plantensoorten, die van communautair belang worden geacht en waarvoor de aanwijzing van Speciale Beschermingszones vereist is. In bijlage III van de Habitatrichtlijn zijn de criteria vermeld voor de selectie van gebieden die kunnen worden aangewezen als gebieden van communautair belang en als Speciale Beschermingszones. Bijlage IV bevat de dier- en plantensoorten die strikt moeten worden beschermd. Voor de dier- en plantensoorten die zijn opgenomen in bijlage V geldt dat het onttrekken van deze soorten aan de natuur en de exploitatie ervan aan beheersmaatregelen kunnen worden onderworpen. Bijlage VI ten slotte bevat verboden methoden en middelen voor het vangen en doden en verboden wijzen van vervoer.

Binnen de Habitatrichtlijn worden in bijlage I en II **prioritaire habitattypen** en **prioritaire soorten** onderscheiden. Dit zijn habitattypen en soorten die gevaar lopen te verdwijnen en waarvoor de Europese Unie bijzondere verantwoordelijkheid draagt omdat een belangrijk deel van hun verspreiding binnen de Europese Unie ligt. Als algemene verplichting geldt dat de Lidstaten een gunstige staat van instandhouding dienen te garanderen, voor zover het de habitattypen of soorten betreft op basis waarvan het gebied is aangewezen. Toestemming voor een project of plan kan slechts worden verleend, nadat zekerheid (**voorzorgbeginsel**) is verkregen dat de natuurlijke kenmerken waarvoor het gebied is aangewezen, niet zullen worden aangetast.

Bij een negatieve beoordeling worden alternatieve oplossingen onderzocht. Indien geen alternatieve oplossingen voorhanden zijn en om **dwingende redenen van groot openbaar belang** (inclusief sociale of economische redenen) alsnog tot uitvoering wordt besloten, dienen alle nodige compenserende maatregelen te worden genomen "om te waarborgen dat de algehele samenhang van Natura 2000 bewaard blijft". Indien het gaat om een gebied met een prioritaire habitat of prioritaire soort, kunnen alleen argumenten die verband houden met de menselijke gezondheid, de openbare veiligheid of met voor het milieu wezenlijk gunstige effecten worden aangevoerd.

Gunstige staat van instandhouding (Richtlijn 92/43/EEG; artikel 1)

De staat van instandhouding van een leefgebied wordt als gunstig beschouwd wanneer:

1. De natuurlijke verspreiding van het leefgebied en de oppervlakte van dat leefgebied binnen het gebied stabiel zijn of toenemen;
2. De voor behoud op de langere termijn nodige specifieke structuur en functies bestaan en in afzienbare toekomst waarschijnlijk zullen blijven bestaan;
3. De staat van instandhouding van de voor dat leefgebied typische soorten gunstig is.

De staat van instandhouding van een soort wordt als gunstig beschouwd wanneer:

1. Uit populatiedynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van het natuurlijk leefgebied waarin hij voorkomt, en dat vermoedelijk op de lange termijn zal blijven;
2. Het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden;
3. Er een voldoende groot leefgebied bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.

In de Habitatrichtlijn worden prioritaire en niet-prioritaire soorten en habitattypen onderscheiden (zie kader: *Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn*). Prioritaire soorten en habitattypen zijn soorten en habitattypen die gevaar lopen te verdwijnen en waarvoor Lidstaten van de Europese Unie een bijzondere verantwoordelijkheid dragen, omdat een belangrijk deel van hun verspreiding binnen de Europese Unie ligt. Voor prioritaire habitattypen en prioritaire soorten geldt een extra zwaar beschermings-regime. De beschermde status is zodanig, dat wanneer door een plan of project een (onomkeerbaar) negatief effect optreedt op het betreffende habitatype of soort, het betreffende plan of project in principe enkel om redenen die verband houden met de menselijke gezondheid, de openbare veiligheid of voor het milieu wezenlijke gunstige effecten, doorgang kan vinden. In het geval van de Meinweg is geen sprake van een prioritaire soort ⁴. Wél is in de Meinweg sprake van een prioritaair habitatype. Het betreft het habitatype: *alluviale bossen met Alnus glutinosae en Fraxinus excelsior*.

⁴ Voor Nederland geldt enkel de Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus arenicola*) als prioritaire soort. Deze soort komt in Nederland in de volgende gebieden voor: Friesland en Noordwest Overijssel, het laagveengebied van Noord- en Zuid-Holland en Utrecht, op het eiland Texel, en in het noordelijk Deltagebied (Bergers 1998).



Foto 2. Alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior* vormen een prioritair habitat, waarvoor Nederland speciale verantwoordelijkheid draagt.

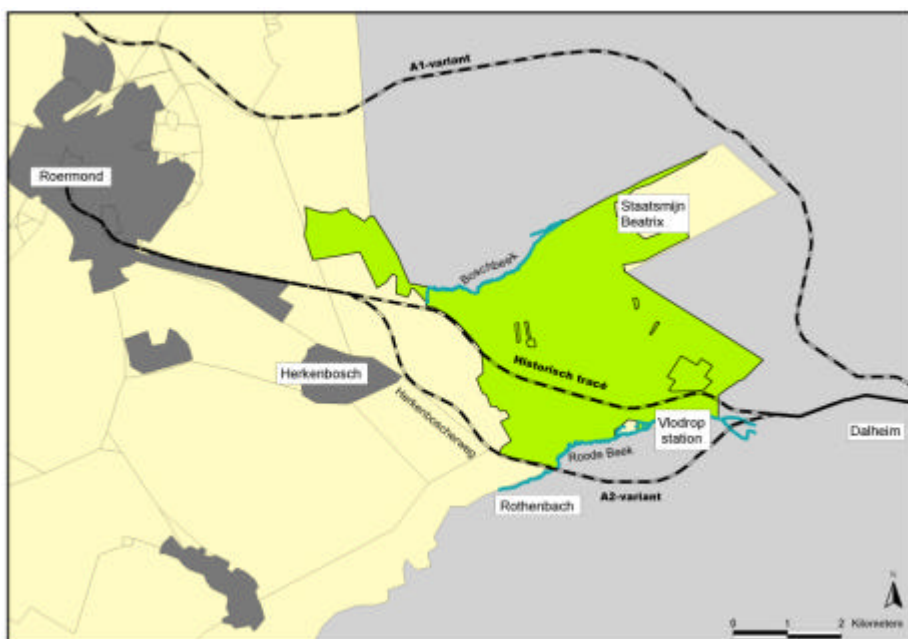
2.3 De IJzeren Rijn

2.3.1 Het historisch tracé

Het historisch tracé doorsnijdt de Meinweg vanaf het drooggelegde Melicker- en Herkenboscherven tot aan de Duitse grens (figuur 2). Het betreft voor dit hele traject een niet-geëlektrificeerd enkelspoor.

De spoorlijn ligt voor een groot deel op de overgang tussen terrassen en grenst voor het overgrote deel aan bos. Op enkele plaatsen liggen heidevelden en/of heischrale graslanden direct langs de spoorbaan, zoals bij de Waalsberg, bij de Drie Vennen en in de omgeving van het voormalige Vlodrop-Station (zie bijlage 6). Het Melickerven, Herkenboscherven, de Vogelkooi en een aantal percelen ter hoogte van het Elfenmeer zijn in gebruik als akkerland (Van der Grift 1995).

De vorm en opbouw van de baan verschilt sterk. Door de hoogteverschillen in het gebied is op sommige plaatsen sprake van een insnijding terwijl de spoorlijn elders op een hoog dijklichaam met steile taluds is gelegd. Dit verschil in hoogteligging en de aanwezigheid van een voormalig rangeeremplacement bij Vlodrop-Station, maakt dat de breedte van het spoorterrein sterk varieert. Voor het grootste deel is de baan niet breder dan 20 - 30 meter. Wanneer het spoor op een dijklichaam is gelegen loopt dit op tot zo'n 45 meter, terwijl ter hoogte van het voormalige Vlodrop-Station het spoorterrein circa 45 tot 100 meter breed is (Van der Grift 1995).



Figuur 2. Ligging van het historisch tracé en de tracévarianten A1 en A2.

2.3.2 Alternatieve tracés: A1-variant en A2-variant

Tracévariant A1 gaat noordelijk om de Meinweg heen (figuur 2) en ligt langs de N68 (thans herbenoemd in N280⁵). Deze variant passeert de Nederlands - Duitse grens ongeveer twee kilometer ten noorden van de Meinweg en sluit aan op een spoor aan de noordoostzijde van het militaire vliegveld bij Brüggén. Dit bestaande spoor loopt door tot voorbij Dalheim.

Tracévariant A2 ligt langs de zuidelijke grens van de Meinweg. De eerste twee kilometer gaat het tracé over de bestaande spoorlijn nabij Roermond. Ter hoogte van Herkenbosch buigt het tracé in zuidelijke richting en loopt vervolgens over een afstand van een kilometer parallel aan de Herkenboscherweg. Het tracé kruist de Nederlands - Duitse grens, de Roode Beek bij Rothenbach en sluit aan op bestaand spoor bij een zandafgraving één kilometer ten zuiden van het voormalige Vlodrop-Station. Dit spoor buigt vrij snel (binnen twee kilometer) weer naar het historisch tracé.

⁵ Deze weg wordt in de toekomst mogelijk verbreed tot tweemaal twee rijstroken.

3 Opzet en uitgangspunten onderzoek

3.1 Opzet van het onderzoek

In figuur 3 is de opzet van het onderzoek schematisch weergegeven. De toetsing bestaat uit negen stappen. In het navolgende komen de verschillende stappen kort aan de orde.

Stap 1. Definiëren van het toetsingskader (hoofdstuk 2)

In hoofdstuk 2 is ingegaan op welke wijze een ‘gunstige staat van instandhouding’ van soorten en leefgebieden uit de Habitat- en Vogelrichtlijn is gedefinieerd. Dit vormt het toetsingskader op basis waarvan zal worden getoetst in hoeverre (re)activering van de ‘IJzeren Rijn’ in strijd is met de verplichtingen uit de Habitat- en Vogelrichtlijn.

Stap 2. Operationaliseren toetsing naar (duurzame instandhouding van) soorten en selectie van soorten (hoofdstuk 3)

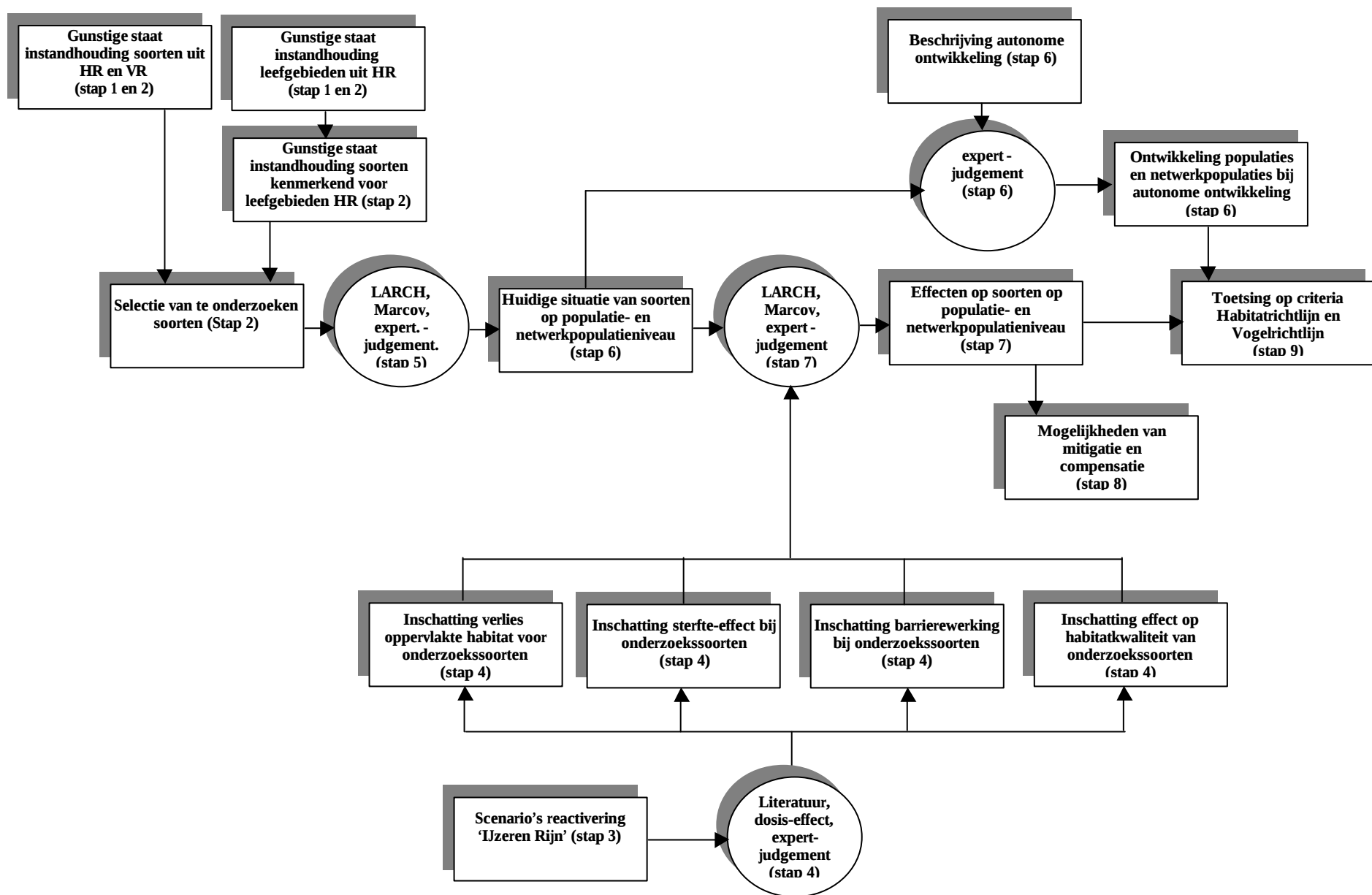
Voor de Meinweg geldt dat getoetst dient te worden op een ‘gunstige staat van instandhouding’ van *leefgebieden* uit de Habitatrichtlijn en op een ‘gunstige staat van instandhouding’ van *specifieke soorten* uit de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn. Een ‘gunstige staat van instandhouding’ van een leefgebied uit de Habitatrichtlijn kan worden vertaald naar een ‘gunstige staat van instandhouding’ van soorten die kenmerkend zijn voor dat leefgebied. Deze soorten dienen dan als indicator voor de specifieke structuur en functies (kwaliteit) van dat leefgebied. Het onderhavige onderzoek richt zich dan ook, zowel voor toetsing aan de Habitatrichtlijn als aan de Vogelrichtlijn op een gunstige staat van instandhouding van soorten.

Voor deze soorten geldt dat:

- zij specifiek genoemd worden in de Habitatrichtlijn of de Vogelrichtlijn en/of;
- zij indicatief zijn voor de specifieke structuur en functies van het leefgebied uit de Habitatrichtlijn op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder deze richtlijn.

Het onderzoeken van alle soorten uit de Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn die in aanmerking komen voor toetsing is te omvangrijk, maar ook door gebrek aan voldoende kennis van bepaalde soorten in het kader van het onderhavige onderzoek niet mogelijk. Dit is echter ook niet noodzakelijk. Toetsing van een aantal kritische soorten kan een goed inzicht geven in mogelijke effecten van (re)activering.

De selectie van de soorten komt uitgebreid aan de orde in paragraaf 3.2.



Figuur 3. Schematische weergave opzet onderzoek.

Stap 3. Opstellen van scenario's t.a.v. (re)activering 'IJzeren Rijn' (hoofdstuk 3)

In overleg met NS Railinfrabeheer is een aantal scenario's opgesteld op basis van verschillen in duur van de reactivering (tijdelijk of permanent), het gebruik van het bestaande spoor of de aanleg van omleidingsvarianten, de rijsnelheid en de technische uitvoering, zoals het al dan niet plaatsen van geluidschermen. Deze scenario's worden in het onderhavige onderzoek geëvalueerd. De scenario's worden uitvoerig besproken in paragraaf 3.3.

Stap 4. Operationaliseren 'duurzame instandhouding' van soorten in relatie tot railinfrastructuur (hoofdstuk 4)

Van essentieel belang voor een duurzame instandhouding van planten- en diersoorten is het vóórkomen in voldoende grote populaties (Kalkhoven et al. 1995, 1996; Verboom et al. in druk). Bij het vóórkomen in een geïsoleerd leefgebied wordt de duurzaamheid bepaald door de oppervlakte en de kwaliteit van het leefgebied. Bestaat het leefgebied van een soort echter uit meerdere (habitat)plekken, dan bepaalt de ruimtelijke samenhang daartussen mede de duurzaamheid. Wanneer namelijk tussen habitatplekken uitwisseling van individuen mogelijk is, kan een habitatplek die om wat voor reden dan ook leegraakt, later weer gekoloniseerd worden. De habitatplek gaat dan niet verloren als leefgebied, wat bij het leegraken van geïsoleerde habitatplekken wel het geval is. Habitatplekken waartussen voldoende uitwisseling mogelijk is, maken deel uit van dezelfde netwerkpopulatie (zie kader duurzame instandhouding van soorten: populaties en netwerkpopulaties, voor een uitgebreidere uiteenzetting over het belang van netwerkpopulaties).

Voor een evaluatie van de duurzame instandhouding van soorten zijn dan ook de volgende factoren van belang (Vos *et al.* in druk):

- De **oppervlakte** van de habitatplekken en de **kwaliteit** daarvan;
- De **ruimtelijke configuratie** van de habitatplekken. Is het habitat verdeeld over meerdere plekken en hoe liggen deze ten opzichte van elkaar;
- De **sterfte** die ondermeer optreedt tijdens de uitwisseling (dispersie) tussen de habitatplekken;
- De **barrièrewerking** van het landschap tussen de verschillende habitatplekken.

Het opnieuw in gebruik nemen van de spoorlijn heeft geen effect op de ruimtelijke configuratie van de habitatplekken. Wel kan reactivering effect hebben op de oppervlakte en kwaliteit van de habitatplekken. Daardoor wordt de draagkracht van de habitatplekken kleiner en derhalve ook de populaties, waardoor de uitsterfkans toe kan nemen. Ook kan het treinverkeer sterfte veroorzaken of een barrièrewerking met zich meebrengen, met als gevolg dat de uitwisseling van individuen van soorten vermindert, waardoor de samenhang van het netwerk vermindert.

In het onderhavige onderzoek wordt nagegaan in welke mate habitatverlies, een effect op de habitatkwaliteit, sterfte en barrièrewerking optreedt bij reactivering van de 'IJzeren Rijn' en wat de consequenties zijn voor afzonderlijke populaties en voor de duurzaamheid van de netwerkpopulaties van soorten waar de Meinweg deel van uitmaakt.

Het vaststellen van de mate waarin de vier genoemde effecten optreden bij (re)activering van de 'IJzeren Rijn' dient zo veel mogelijk te zijn gebaseerd op onderbouwde dosis-effect relaties. Dosis-effect relaties geven aan in welke mate een

bepaald effect (bijvoorbeeld barrièrewerking) optreedt bij een bepaalde 'zwaarte' van een ingreep (bijvoorbeeld het aantal treinen per etmaal). Onderbouwde dosis-effect relaties met betrekking tot (rail)infrastructuur zijn echter enkel bekend voor geluidsverstoring (effect op habitatkwaliteit) bij vogels. Voor andere diersoortengroepen of andere effecten ontbreken deze. Hiervoor zou experimenteel onderzoek nodig zijn, maar binnen de duur van dit project was daarvoor geen ruimte. Voor de overige effecten en diersoortengroepen in het onderhavige onderzoek zijn de effecten onder de verschillende scenario's dan ook zo goed mogelijk ingeschat op basis van extrapolatie van effecten van verkeerswegen en interpretatie van de beschikbare literatuur. De inschatting van effecten komt per diersoortengroep aan de orde in hoofdstuk 4.

Stap 5. Vaststellen methodiek ter bepaling van de situatie op populatie- en netwerkpopulatie-niveau (hoofdstuk 4)

De effecten van railinfrastructuur, zoals ingeschat bij stap 4 dienen te worden vertaald naar het niveau van populaties en netwerkpopulaties. Voor deze stap wordt gebruik gemaakt van modelsimulaties of van expert judgement. Het gebruik van een bepaald model (LARCH, Markov-netwerkpopulatiemodel) of van expert judgement is afhankelijk van de soortengroep en van de beschikbaarheid van gegevens. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de methodiek die is gehanteerd bij de onderscheiden diersoortengroepen.

Stap 6. Uitwerken referentie voor de toetsing (hoofdstuk 5)

Voor de vraag of en in hoeverre er sprake is van een (significante) achteruitgang, geldt de situatie op het moment van aanwijzing als referentie. Het onderhavige onderzoek toetst dan ook primair op de situatie op het moment van aanwijzing.

De situatie op het moment van aanwijzing wordt daarbij gelijkgesteld aan de huidige situatie, omdat veel data die nodig zijn voor het onderzoek niet zijn vastgelegd op het moment van aanwijzing⁶.

De Europese Unie verstaat onder instandhouding het geheel van maatregelen dat nodig is voor het **behoud op lange termijn** van natuurlijke en half-natuurlijke leefgebieden en populaties van wilde dier- en plantensoorten. Daarnaast kennen de Habitat- en Vogelrichtlijn zowel een verplichting tot preventieve als tot pro-actieve beschermingsmaatregelen. Dit betekent dat niet enkel het behoud van de toestand van de natuurwaarden op het moment van aanwijzing van belang is, maar ook het herstel van deze natuurwaarden, indien dit nodig is voor een gunstige staat van instandhouding op lange termijn. Immers, bij de aanwijzing is niet geëvalueerd in hoeverre de situatie op dat moment een gunstige staat van instandhouding op lange termijn garandeert.

Dit betekent dat het effect van vigerende natuurontwikkelingsplannen op de gunstige staat van instandhouding op lange termijn en de gevolgen van reactivering van de 'IJzeren Rijn' op deze ontwikkeling ook dienen te worden beschouwd. In het onderhavige onderzoek worden de natuurontwikkelingsplannen als autonome ontwikkeling en het effect op de ontwikkeling van de populaties en netwerkpopulaties, zij het op een globale wijze, in beschouwing genomen.

⁶ Omdat de verspreidingsgegevens een grotere tijdsspanne beslaan dan het moment van aanwijzing, is het bovendien beter om te spreken over de situatie van de laatste jaren als referentie.

De huidige situatie van de onderzochte soorten, zowel op het niveau van populaties als van netwerkpopulaties komt aan de orde in paragraaf 5.2. De autonome ontwikkeling en de verwachting voor de soorten bij de autonome ontwikkeling wordt uitgewerkt in paragraaf 5.3.

Stap 7. Doorrekenen effecten van railinfrastructuur naar effecten op populatie- en netwerkpopulatie-niveau (hoofdstuk 5)

De volgende stap bestaat er uit dat wordt bepaald wat de effecten van railinfraverkeer, zoals deze voor de onderzochte soorten en bij de verschillende scenario's zijn ingeschat, betekenen voor de duurzaamheid van de populaties en netwerkpopulaties.

De effecten van (re)activering voor de soorten op het niveau van populaties en netwerkpopulaties komen aan de orde in de paragrafen 5.4: permanente (re)activering, en 5.5: tijdelijke reactivering historisch tracé.

Stap 8. Bepalen mitigatie en compensatie (Hoofdstuk 6)

In hoofdstuk 6 wordt nagegaan of en op welke wijze de gevonden effecten bij de verschillende scenario's kunnen worden gemitigeerd en of compensatie mogelijk is. Deze kennis kan dienen als basis voor het uitwerken van een gedetailleerd mitigatie- en compensatieplan. Deze uitwerking valt echter buiten het bestek van het onderhavige onderzoek.

Stap 9. Toetsen effecten aan Habitat- en Vogelrichtlijn (Hoofdstuk 7)

Nagegaan wordt in hoeverre de gevonden effecten in strijd zijn met de verplichtingen die voortvloeien uit de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn. In hoofdstuk 7 worden de resultaten uit hoofdstuk 5 vergeleken met de criteria uit het toetsingskader uit hoofdstuk 2.

Duurzame instandhouding van soorten: populaties en netwerkpopulaties

Elke diersoort stelt eisen aan zijn leefomgeving in termen van bijvoorbeeld ruimte, beschikbaarheid van voedsel en schuilplaatsen. Een plek leefgebied (habitatplek) van een soort kan slechts voor een bepaald maximum aantal individuen aan die eisen voldoen. Dit maximum aantal noemen we de **draagkracht** van een habitatplek.

Draagkracht is een potentie en zegt niets over het aantal individuen dat op een bepaald moment werkelijk in een habitatplek aanwezig is: de **lokale populatie**. De grootte daarvan wordt namelijk ook bepaald door factoren die met de draagkracht van de habitatplek niets te maken hebben, zoals ziekten en plagen, de aanwezigheid van predatoren en toevallige aantalsfluctuaties. De werkelijke bezetting van een habitatplek zal door deze factoren fluctueren. Als de fluctuaties groot genoeg zijn, kan dat er toe leiden dat de habitatplek op een bepaald moment leeg raakt (lokaal uitsterven, extinctie).

De kans dat een habitatplek die een groot aantal individuen kan herbergen leeg raakt is kleiner dan dat een habitatplek met lage draagkracht leeg raakt. Toevalsfluctuaties hebben op de gemiddeld grotere populatie minder effect, bij ziektes is de kans op resistente exemplaren groter, bij rampen blijven minder snel te weinig individuen over. De kans op blijvende aanwezigheid van een soort in een habitatplek wordt dus groter naarmate de draagkracht van de habitatplek groter is. Hoe groter de habitatplek en hoe beter de kwaliteit, hoe kleiner de kans op leeg raken.

Voor de duurzame aanwezigheid van een soort in een landschap waar het leefgebied versnipperd is, is naast de gezamenlijke draagkracht van de habitatplekken ook de uitwisseling van individuen tussen de habitatplekken van groot belang. Wanneer twee habitatplekken zo dicht bij elkaar liggen dat individuen in staat zijn van de ene habitatplek naar de andere te komen verkleint dit de gezamenlijke uitsterfkans. Wanneer één van beide habitatplekken leeg raakt (**extinctie**) kan deze namelijk vanuit de nog bezette habitatplek opnieuw in gebruik genomen worden (**kolonisatie**). De kans dat beide habitatplekken permanent leeg raken is dan alleen aanwezig wanneer de soort in beide habitatplekken tegelijkertijd of vlak na elkaar uitsterft. Bij twee geïsoleerde habitatplekken kunnen de habitatplekken echter achtereenvolgens leeg raken, omdat extinctie in de ene habitatplek niet kan worden opgevangen door kolonisatie vanuit de andere habitatplek. Habitatplekken die via uitwisseling met elkaar verbonden zijn vormen samen een netwerk, waarvan de totale draagkracht de kans op duurzame instandhouding bepaalt. Alle lokale populaties in dit netwerk samen vormen de **netwerk- of metapopulatie**.

Een populatie of netwerkpopulatie noemen we '**duurzaam**' wanneer de kans op uitsterven erg klein is (de hiervoor gebruikelijke norm is een kans op uitsterven van minder dan 5% in 100 jaar).

De kans op uitsterven van een soort in een netwerk hangt af van de totale potentie: de draagkracht van het netwerk (dus van grootte en aantal habitatplekken), maar ook van de mogelijkheid om die potentie ten volle te benutten. Wanneer habitatplekken slecht bereikbaar zijn en de uitwisseling ervan met andere habitatplekken dus laag is, zal het bij leeg raken langer duren voor ze weer gekoloniseerd worden. In een netwerk met slecht bereikbare habitatplekken wordt de potentie daardoor gemiddeld slechter benut, waardoor de kans op uitsterven groter is.

Bij het beoordelen van de mogelijkheden voor de duurzame instandhouding van een soort in een landschap is de ligging van de habitatplekken ten opzichte van elkaar (de ruimtelijke configuratie) en de bereikbaarheid dan ook van groot belang. Voor deze beoordelingen zijn speciale, op geografische informatiesystemen gebaseerde instrumenten zoals het kennisstelsel LARCH ontwikkeld (zie kader LARCH).

Achtergrondliteratuur versnippering en netwerkpopulaties:

Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford series on ecology and evolution, Oxford University Press, Oxford.

Opdam *et al.* 1993. Population responses to landscape fragmentation. In: Vos, C.C. & P.F.M. Opdam (red.), Landscape ecology of a stressed environment, Chapman & Hall, London, Glasgow, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.

Verboom, J., R.P.B. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam & P.C. Luttikhuisen. In druk. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. Biological conservation.

Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam, C.J.F. Ter Braak. In druk. Towards ecologically scaled landscape indices. American Naturalist.

3.2 Selectie van de te onderzoeken soorten

3.2.1 Selectiecriteria

Zoals in hoofdstuk 2 naar voren is gekomen, dient te worden getoetst op een 'gunstige staat van instandhouding' van specifieke soorten uit de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn. Ook dient te worden getoetst op een 'gunstige staat van instandhouding' van leefgebieden uit de Habitatrichtlijn. De 'gunstige staat van instandhouding' van leefgebieden wordt vertaald naar een 'gunstige staat van instandhouding' van soorten die als indicator gelden voor de specifieke structuur en functies van deze leefgebieden.

De soorten zijn in eerste instantie dan ook geselecteerd op basis van de volgende drie criteria:

- de soorten worden specifiek genoemd in de Habitatrichtlijn of de Vogelrichtlijn en/of;
- de soorten zijn indicatief voor de specifieke structuur en functies van het leefgebied/ habitatype uit de Habitatrichtlijn op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder deze richtlijn. Deze eis is vertaald naar het criterium dat de soort een doelsoort is in het Nederlandse natuurbeleid (zie kader: *Handboek Natuurdoeltypen in Nederland*). Om deze vertaling te kunnen maken, zijn de leefgebieden/ habitattypen uit de Habitatrichtlijn vertaald naar de natuurdoeltypen uit de natuurdoeltypensystematiek (bijlage 3);
- de soorten vertegenwoordigen verschillende diersoortengroepen die gevoelig zijn voor de effecten van railinfrastructuur. Voor het bepalen van de gevoeligheid van soorten is zoveel mogelijk uitgegaan van die eigenschappen van soorten (gedrag en levenswijze) die invloed hebben op de sterftekans, de barrièrewerking en de verstoringsgevoeligheid. Hiervoor zijn diverse soortdeskundigen binnen Alterra geraadpleegd en is gebruik gemaakt van de door Alterra uitgevoerde studie 'Versnippering van railinfrastructuur - een verkennende studie' (Bergers 1997).

In bijlage 4 zijn de soorten(groepen) opgenomen die op basis van de bovenstaande criteria in aanmerking komen voor het onderzoek.

Naast deze criteria zijn nog enkele aanvullende criteria van belang om een effectenstudie te kunnen uitvoeren:

- de soorten komen daadwerkelijk in de Meinweg voor;
- er dient voldoende kennis beschikbaar te zijn om een inschatting te kunnen maken van de effecten. Het gaat daarbij om voldoende verspreidingsgegevens, kennis met betrekking tot de populatiedynamiek en kennis met betrekking tot de habitatvoorkeur;
- er is een onderzoeksmethodiek beschikbaar.

Specifiek voor de vogels als diersoortengroep geldt het volgende aanvullende criterium:

- de vogelsoorten dienen evenwichtig te zijn verdeeld over bos- en heidevogels. Dit criterium heeft te maken met de onderzoeksmethodiek voor deze soortengroep.

Handboek Natuurdoeltypen in Nederland

Het Handboek 'Natuurdoeltypen in Nederland' vormt samen met het rapport 'Ecosystemen in Nederland' en het rapport 'Natuurgericht Milieubeleid' een drieluik, dat is bedoeld om houvast te bieden aan het uitwerken van de doelstellingen van het Natuurbeleidsplan (Ministerie LNV 1990). In het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland worden 132 natuurdoeltypen onderscheiden. Deze natuurdoeltypen vormen een systematisch overzicht van de te realiseren natuurkwaliteiten in Nederland. Naast een aantal andere rubrieken worden bij ieder natuurdoeltype specifieke doelsoorten (hogere planten, zoogdieren, vogels, reptielen, amfibieën, dagvlinders, libellen en vissen) genoemd. De aanwezigheid en dichtheden van doelsoorten zijn de eindtermen waaraan getoetst wordt of een natuurdoeltype bereikt is.

Bron: Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R. Jansen en P.J. van der Reest 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11. Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen.

Op basis van de bovenstaande criteria is er een keuze gemaakt voor de soortengroepen: amfibieën, reptielen, vogels en zoogdieren. Andere diersoortengroepen (insecten, vissen) en planten zijn in het onderhavige onderzoek buiten beschouwing gelaten. De reden hiervan is dat er geen onderzoeksmethodiek voor beschikbaar is, geen effecten worden verwacht of niet bekend is of de betreffende diersoortengroep gevoelig is voor railinfrastructuur. De soorten die uiteindelijk zijn geselecteerd voor het onderzoek zijn weergegeven in tabel 1. In totaal zijn elf soorten geselecteerd.

Tabel 1. Diersoorten die zijn geselecteerd voor het onderzoek.

Soortengroep	Soort	Status ¹	Habitatype uit Habitatrichtlijn waarvoor de soort indicator is ('4010' = EU-code) ²
Amfibieën	kamsalamander (<i>Triturus cristatus</i>)	HR II/IV	☐ Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix (4010) ☐ alluviale bossen met A. glutinosae en F. excelsior (91E0) ³ ☐ dystrofe natuurlijke poelen en meren (3160)
	rugstreeppad (<i>Bufo calamita</i>)	HR IV	☐ Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix (4010) ☐ droge Europese heide (4030) ☐ psammofiele heide met Calluna en Genista (2310) ☐ dystrofe natuurlijke poelen en meren (3160)

Soortengroep	Soort	Status ¹	Habitatype uit Habitatrichtlijn waarvoor de soort indicator is ('4010' = EU-code) ²
Reptielen	adder (<i>Vipera berus</i>)	-	☐ Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix (4010) ☐ droge Europese heide (4030)
	zandhagedis (<i>Lacerta agilis</i>)	HR IV	☐ droge Europese heide (4030) ☐ psammofiele heide met Calluna en Genista (2310)
	gladde slang (<i>Coronella austriaca</i>)	HR IV	☐ droge Europese heide (4030) ☐ Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix (4010)
Zoogdieren	das (<i>Meles meles</i>)	-	☐ droge Europese heide (4030) ☐ alluviale bossen met A. glutinosae en F. excelsior (91E0) ³
Vogels	zwarte specht (<i>Dryocopus martius</i>)	VR	-
	wielewaal (<i>Oriolus oriolus</i>)	-	☐ alluviale bossen met A. glutinosae en F. excelsior (91E0) ³
	roodborsttapuit (<i>Saxicola torquata</i>)	-	☐ droge Europese heide (4030) ☐ Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix (4010)
	nachtzwaluw (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	VR	☐ psammofiele heide met Calluna en Genista (2310) ☐ Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix (4010) ☐ droge Europese heide (4030)
	blauwborst (<i>Lusiana svecica</i> spp. <i>cyanecula</i>)	VR	☐ Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix (4010) ☐ dystrofe natuurlijke poelen en meren (3160) ☐ alluviale bossen met A. glutinosae en F. excelsior (91E0) ³

¹ HR II : Soort van bijlage II uit de Habitatrichtlijn; HR IV : Soort van bijlage IV uit de Habitatrichtlijn; VR : Vogelsoort wordt genoemd in de Vogelrichtlijn.

² Bepaald op basis van of de soort doelsoort is voor het betreffende natuurdoeltype uit de Nederlandse natuurdoeltypensystematiek (Bal *et al.* 1995). Zie bijlage 3 voor een vertaling van de habitatypes uit de Habitatrichtlijn naar de natuurdoeltypen.

³ Prioritair habitat.

3.2.2 Toelichting op de soortselectie per diergroep

In het navolgende worden de geselecteerde soorten kort besproken. Aangegeven wordt op basis van welke criteria de soort is geselecteerd, het habitat dat de betreffende soort verkiest, trends in aantalsontwikkelingen en de beschermde status van de soort. Toegelicht wordt ook waarom sommige soorten buiten de selectie vallen, die men op het eerste gezicht wellicht binnen de selectie had verwacht. Daarnaast wordt vermeld of een soort is opgenomen in een zogenaamde 'Rode Lijst'. Dit betreft door het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij opgestelde lijsten van soorten waarvan het voortbestaan in Nederland in meer of minder mate wordt bedreigd (zie ook het kader: *Rode en Blauwe Lijst*). Het vermelden van de Rode Lijst-status van de geselecteerde soorten is bedoeld als achtergrondinformatie en schetsen indirect het belang van beschermende maatregelen ter voorkoming van

verdere achteruitgang van deze soorten. Vermelding van een soort op een Rode Lijst is echter niet gebruikt als selectiecriteria (zie § 3.2.1).

Rode en Blauwe Lijst

De Vogel- en Habitatrichtlijn vormen het antwoord van de EEG op het 'Verdrag inzake het behoud van wilde dieren en planten in hun natuurlijk milieu in Europa' dat in 1979 in Bern tot stand is gekomen. In de conventie van Bern is onder andere overeengekomen dat bijzondere aandacht dient te worden besteed aan soorten die met uitsterven worden bedreigd of die kwetsbaar zijn. Het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij geeft daaraan uitvoering door het uitbrengen van Rode Lijsten voor verschillende soortengroepen.

De lijst voor amfibieën en reptielen is gepubliceerd in de Staatscourant van 5 november 1996. De lijst wordt toegelicht in een rapport van het Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer (Hom *et al.* 1996). De status van de soorten op de Rode Lijst wordt voor het grootste deel bepaald door hun achteruitgang in areaal ten opzichte van de periode vóór 1950 (Creemers 1996).

Voor de vogelsoorten is een Rode Lijst gepubliceerd in 1996 (Lina & Van Ommering 1996). Naast de Rode Lijst wordt voor de vogels ook een Blauwe Lijst gehanteerd. De samenstelling van de Blauwe Lijst voor vogelsoorten bevat een aanvullend motief dat de internationale verantwoordelijkheid aangeeft (Osieck & Hustings 1994). Op deze Blauwe Lijst zijn soorten opgenomen die op wereldschaal bedreigd zijn en soorten met een overwegend Westpalearctische verspreiding, waarvan minstens een kwart van de Noordwesteuropese populatie of de Oostatlantische trekwegpopulatie in Nederland voorkomt.

De Rode Lijst voor zoogdieren wordt toegelicht in het rapport 'Rode lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland' van de het Informatie en KennisCentrum Natuurbeheer (Lina & Van Ommering 1994).

Amfibieën

Op grond van de habitattypen op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone en het criterium dat de onderzochte soort een doelsoort is voor één van deze habitattypen, komen zes amfibieënsoorten als onderzoekssoort in aanmerking (bijlage 4). Hiervan zijn de kamsalamander en de rugstreeppad geselecteerd. Beide soorten worden genoemd in de Habitatrichtlijn en de aanmelding van de Meinweg als Speciale Beschermingszone is mede op het voorkomen van de kamsalamander gebaseerd. Beide soorten zijn in het gebied aanwezig en er is voldoende kennis over beschikbaar om ze voor een evaluatie van de effecten op amfibieën te kunnen gebruiken.

De andere soorten, waaronder de knoflookpad, zijn niet geselecteerd als onderzoekssoort, omdat ze niet in het gebied voorkomen of omdat er niet voldoende kennis over hun habitatvoorkeuren of populatiedynamiek beschikbaar is.

Kamsalamander (Triturus cristatus)

De kamsalamander wordt genoemd in bijlage II van de Habitatrichtlijn, wat betekent dat de aanwezigheid van de soort reden kan zijn om Speciale Beschermingszones aan te wijzen. Het is dan ook één van de soorten op basis waarvan de Meinweg is aangemeld. De kamsalamander wordt ook genoemd in bijlage IV, wat betekent dat

de soort strikt dient te worden beschermd. De kamsalamander is doelsoort voor 'vochtige heide en levend hoogveen' (EU-habitatype: *Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix*), 'bosgemeenschappen van bron en beek' (EU-habitatype: *alluviale bossen met A. glutinosae en F. excelsior*) en 'ven' (EU-habitatype: *dystrofe natuurlijke poelen en meren*). De soort is het meest kenmerkend voor kleinschalige landschappen met een hoge dichtheid aan niet te kleine poelen die een goede waterkwaliteit en een goed ontwikkelde watervegetatie hebben (Gerats 1981, Günther 1996, Van der Sluis *et al.* 1999, Van der Sluis en Bugter 2000). Omdat kleinschalige landschappen en vooral poelen op grote schaal verdwenen zijn, is de soort in Nederland ten opzichte van de periode vóór 1950 hard achteruitgegaan (Creemers 1996). De soort staat daardoor met de status 'kwetsbaar' op de Rode Lijst. In en om de Meinweg komt de kamsalamander op een aantal locaties verspreid over het gebied voor.



Foto 3. Het voorkomen van de kamsalamander kan reden zijn om Speciale Beschermingszones aan te wijzen in het kader van de Habitatrichtlijn.

Rugstreeppad (Bufo calamita)

De rugstreeppad wordt genoemd in bijlage IV van de Habitatrichtlijn. De soort dient dan ook strikt te worden beschermd. De rugstreeppad is doelsoort en daarmee indicatorsoort voor 'vochtige heide en levend hoogveen' (EU-habitatype: *Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix*), 'droge heide' (EU-habitatype: *droge Europese heide*), 'open zand' (EU-habitatype: *psammofiele heide met Calluna en Genista*) en 'ven' (EU-habitatype: *dystrofe natuurlijke poelen en meren*).

De soort is gebonden aan pioniersituaties zoals die voorkomen bij nieuwe poelen op bouwterreinen, dynamische rivieren waarvan de ligging van de oevers varieert of beken en ondergelopen terreinen. Meest kenmerkend habitat is geaccidenteerd terrein met een open karakter met weinig of geen vegetatie en een zandige ondergrond waarin het dier zich kan ingraven. Voortplantingswateren zijn vaak ondiep en gemakkelijk droogvallend. De rugstreeppad is ten opzichte van de periode vóór 1950 wel achteruitgegaan (Creemers 1996), maar staat met de status 'thans niet bedreigd' op de Rode Lijst. De soort dreigt volgens de toelichting op termijn in de categorie 'kwetsbaar' terecht te komen. De rugstreeppad komt op verscheidene locaties in en om de Meinweg voor.

Reptielen

Voor de habitattypen op basis waarvan de Meinweg is aangemeld zijn vijf van de Nederlandse reptielensoorten in principe geschikt als onderzoeksoort (bijlage 4). Voor het onderhavige onderzoek zijn de adder, de gladde slang en de zandhagedis geselecteerd. De gladde slang en de zandhagedis worden beide genoemd in bijlage IV van de Habitatrichtlijn. De adder wordt niet genoemd in de Habitatrichtlijn maar is geselecteerd als indicatorsoort voor vochtige heide. Noord-Atlantische vochtige heide is een van de habitattypen op basis waarvan de Meinweg is aangemeld onder de Habitatrichtlijn. Ook de verspreiding van de adder in het gebied is zeer goed onderzocht. Voor de zandhagedis geldt dit eveneens. De gladde slang is vanwege het ontbreken van voldoende kennis niet geschikt voor een kwantitatieve (model) evaluatie van de effecten van reactivering. Qua habitat komt de soort echter redelijk overeen met de zandhagedis en qua uitwisselingskarakteristiek redelijk met de adder. Hierdoor kunnen de modelresultaten voor beide andere soorten vergelijkenderwijs gebruikt worden om in kwalitatief opzicht ook conclusies voor de gladde slang te trekken.

De ringslang is niet geselecteerd, omdat deze soort in het gebied niet voorkomt. De hazelworm is niet geselecteerd vanwege onvoldoende kennis over verspreiding, habitatvoorkeur en populatiedynamiek.

Adder (Vipera berus)

De adder is doelsoort voor zowel 'vochtige heide en levend hoogveen' (EU-habitatype: *Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix*), als voor 'droge heide' (EU-habitatype: *droge Europese heide*), maar is het meest karakteristiek voor vochtige, structuurrijke heide. Het biotoop wordt gekenmerkt door veel vegetatieovergangen. Vooral natuurterreinen met veel overgangen van droog naar vochtig zijn geschikt (Lenders 1992). De soort is in Nederland ten opzichte van de periode vóór 1950 sterk achteruitgegaan vanwege het verdwijnen van habitat, de achteruitgang van de habitatkwaliteit en door versnippering. De status in de Rode Lijst is 'kwetsbaar'. In Zuid-Nederland vormt de Meinweg een zeer belangrijk gebied in het verspreidingsgebied. De soort is dermate karakteristiek voor het gebied dat een adder in het logo van het nationale park is afgebeeld. De populatie in het gebied is redelijk groot, maar loopt terug (Lenders et al. 1999). De verspreiding van de soort in het gebied is door jarenlange inventarisaties goed bekend.

Zandhagedis (Lacerta agilis)

De zandhagedis is doelsoort voor de natuurdoeltypen 'droge heide' (EU-habitatype: *droge Europese heide*) en 'open zand' (EU-habitatype: *psammofiele heide met Calluna en Genista*). De soort is dan ook karakteristiek voor droge, structuurrijke heide die niet al te dicht is. Spoortaluds vormen vaak zeer geschikt habitat (Van de Bund 1991, Zuiderwijk 1989). De soort is in Nederland ten opzichte van de periode vóór 1950 sterk achteruitgegaan door het verdwijnen van habitat en de achteruitgang van de habitatkwaliteit. De status op de Rode Lijst is 'kwetsbaar'. In de Meinweg is een grote populatie aanwezig.

Gladde slang (Coronella austriaca)

De gladde slang is doelsoort voor de natuurdoeltypen 'droge heide' (EU-habitatype: *droge Europese heide*) en 'vochtige heide en levend hoogveen' (EU-habitatype: *Noord-Atlantische vochtige heide met Erica tetralix*). De soort is echter karakteristieker voor droge heide dan voor vochtige heide. Globaal komt het habitat overeen met dat van de zandhagedis, maar hierbinnen liggen de preferenties anders. Relatief prefereert de gladde slang een dichtere begroeiing met meer struweel. Belangrijk zijn reliëf (op het zuiden geëxponeerde hellingen) en overgangsgebieden van struweel en bos naar open terreinen. Evenals bij de zandhagedis vormen spoortaluds vaak uitstekend habitat (Daan 1981). In Nederland is de soort ten opzichte van de periode vóór 1950 sterker achteruitgegaan dan andere reptielensoorten. De status op de Rode Lijst is dan ook 'bedreigd'. In de Meinweg is waarschijnlijk nog een redelijke populatie van deze soort aanwezig.

Vogels

De aanwijzing van de Meinweg als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn is gebaseerd op het voorkomen van een achttal vogelsoorten. Hiervan zijn drie vogelsoorten voor het onderzoek geselecteerd: zwarte specht, nachtzwaluw en blauwborst. De selectie van deze drie soorten is vooral gebaseerd op de mate waarin de soorten gevoelig zijn voor versnippering en de geschiktheid als onderzoeksoort uit oogpunt van de gehanteerde methodiek. Soorten die eveneens in de Vogelrichtlijn worden genoemd, maar waarvan in de Meinweg slechts pleisterende dieren voorkomen, of slechts een enkel broedpaar (o.a. wespendif, grauwe klauwier en ijsvogel) zijn minder geschikt voor de effectbeschrijving en daarom niet geselecteerd.

De nachtzwaluw en de blauwborst zijn tevens doelsoort en daardoor indicator voor een of meerdere van de habitattypen (droge heide, vochtige heide en/of vennen) uit de Habitatrichtlijn. Met deze drie soorten worden zodoende reeds drie habitattypen uit de Habitatrichtlijn gedekt (zie ook bijlage 3). Als aanvullende indicator voor het habitatype 'alluviale bossen' is de wiewaal als onderzoeksoort geselecteerd. Tenslotte is ook de roodborsttapuit geselecteerd als vogelsoort die zowel het habitatype droge heide als het type vochtige heide indiceert.

Van de in de Vogelrichtlijn genoemde soorten op basis waarvan de Meinweg is aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn, wordt alleen de kraanvogel (*Grus grus*) niet vertegenwoordigd door de geselecteerde soorten. Pleisterende kraanvogels gelden als zeer gevoelig voor verstoring, maar over het effect van treinverkeer op deze soort is geen informatie voorhanden.

Zwarte specht (Dryocopus martius)

De zwarte specht is een typische vogel van droge bossen en bewoont vooral naaldbossen. De soort is één van de vogelsoorten op basis waarvan de Meinweg is aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn. De zwarte specht bewoont hetzelfde habitat als de wespendif (*Pernis apivorus*), ook een van de soorten op basis waarvan de Meinweg is aangewezen. De zwarte specht is geen doelsoort in het Nederlandse natuurbeleid en staat niet op de Rode Lijst.

Nachtzwaluw (Caprimulgus europaeus)

De nachtzwaluw is één van de vogelsoorten op basis waarvan de Meinweg is aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn. De nachtzwaluw is een doelsoort voor 'droge heide' en 'vochtige heide en levend hoogveen' en 'open zand'. De soort kan dan ook als een indicator gezien worden voor de EU-habitattypen: *psammofiele heide met Calluna en Genista*, *Noord-Atlantische vochtige heide met Erica tetralix* en *droge Europese heide*. De nachtzwaluw is opgenomen in de Rode Lijst met de status 'ernstig bedreigd'. Andere soorten van deze habitattypen, op basis waarvan de Meinweg is aangewezen, zijn de boomleeuwerik (*Lullula arborea*) en de grauwe klauwier (*Lanius collurio*).

Blauwborst (Lusiana svecica spp. cyanecula)

De blauwborst wordt specifiek genoemd in de Vogelrichtlijn en het is één van de vogelsoorten op basis waarvan de Meinweg is aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn. Tevens is de blauwborst een doelsoort voor de natuurdoeltypen 'vochtige heide en levend hoogveen', 'bosgemeenschappen van bron en beek' en van 'ven'. De soort is dan ook een indicator voor de EU-habitattypen: *Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix*, *dystrofe natuurlijke poelen en meren* en *alluviale bossen met A. glutinosae en F. excelsior*. Andere soorten uit de Vogelrichtlijn bij deze habitattypen zijn de grauwe klauwier (*Lanius collurio*), de nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*) en de roodborsttapuit (*Saxicola torquata*). De blauwborst is niet opgenomen in de Rode Lijst, maar wel in de Blauwe Lijst (zie kader: *Rode en Blauwe Lijst*).

Wielewaal (Oriolus oriolus)

De wielewaal is vooral een soort van natte en vochtige loofbossen en is een doelsoort voor het natuurdoeltype 'bosgemeenschappen van bron en beek'. De wielewaal is dan ook gekozen voor het onderhavige onderzoek als een indicator voor het habitatype: *alluviale bossen met A. glutinosae en F. excelsior*, het prioritair habitatype op basis waarvan de Meinweg ondermeer is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn. Een andere vogelsoort bij het betreffende habitat op basis waarvan de Meinweg is aangewezen, is de ijsvogel (*Alcedo atthis*). Van deze soort is echter maar één broedpaar bekend uit het gebied. De wielewaal daarentegen is vertegenwoordigd door meerdere broedparen, komt verspreid over het gebied voor en is een soort waarvoor op soortniveau is aangetoond dat de soort gevoelig is voor verstoring door geluid (Reijnen & Foppen 1992). De wielewaal wordt niet expliciet genoemd in de Vogelrichtlijn en staat niet op de Rode Lijst.

Roodborsttapuit (Saxicola torquata)

De roodborsttapuit wordt niet genoemd in bijlage I van de Vogelrichtlijn. De roodborsttapuit is wel één van de 14 soorten in Nederland waar artikel 4 lid 2 van de Vogelrichtlijn op van toepassing is (Van Roomen *et al.* 2000). Artikel 4 lid 2 verplicht de Lidstaten tot de bescherming van 'geregeld voorkomende trekvogels', voorzover deze niet in bijlage I worden genoemd (zie kader: *Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn*). De Meinweg is, door de omvang van de populatie, een dermate belangrijk gebied voor de roodborsttapuit, dat deze soort mede tot de aanwijzing van het gebied als Vogelrichtlijngebied heeft bijgedragen (Van Roomen *et al.* 2000).

De roodborsttapuit is een soort die kenmerkend is voor heideterreinen. Het is een doelsoort voor de natuurdoeltypen ‘droge heide’ (EU-habitatype: *droge Europese heide*) en ‘vochtige heide en levend hoogveen’ (EU-habitatype: *Noord-Atlantische vochtige heide met E. tetralix*). De roodborsttapuit is qua habitat representatief voor de boomleeuwerik (*Lullula arborea*) en de grauwe klauwier (*Lanius collurio*), twee vogelsoorten op basis waarvan de Meinweg is aangewezen. De boomleeuwerik is een minder geschikte onderzoeksoort vanwege zijn sterke gebondenheid aan droge, zandige heide, terwijl de roodborsttapuit een veel bredere ecologische amplitude kent. De grauwe klauwier is slechts incidenteel in de Meinweg te vinden, broedt niet ieder jaar in het gebied en dan nog maar in zeer lage dichtheden. Om deze redenen is deze soort dan ook minder geschikt voor de analyses en niet geselecteerd. De roodborsttapuit staat op de Rode Lijst met de status ‘bedreigde soort’.

Zoogdieren

Eén van de soorten die aanleiding is geweest voor aanmelding van de Meinweg als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn is een zoogdier: de vale vleermuis (*Myotis myotis*). Het bepalen van de effecten van reactivering van de ‘IJzeren Rijn’ voor deze soort wordt bemoeilijkt door verschillende kennisleemten. Allereerst zijn er geen gegevens over het voorkomen, habitatgebruik en specifieke vlieg- of jachtroutes van de soort in de Meinweg (zie ook het kader: *Vale vleermuis – verspreiding en ecologie*). Daarnaast ontbreken kwalitatieve en kwantitatieve gegevens over de effecten van railinfrastructuur op vleermuizen. Op basis van de voorkeur van de vale vleermuis voor bosranden en –paden lijkt de spoorlijn in potentie aantrekkelijk foerageerhabitat voor de soort. In dit verband is het vermeldenswaard dat voor dwergvleermuizen (*Pipistrellus pipistrellus*) het historisch tracé een frequent bezocht jachtgebied vormt (Helmer 1987).

Gezien de voorkeur van de vale vleermuis voor (lijnvormige) open plekken in het bos, gecombineerd met het vlieggedrag (traag en regelmatig laag boven de grond) is het waarschijnlijk dat de soort gevoelig is voor aanrijdingen met treinverkeer. Dit effect is echter nergens in de literatuur gedocumenteerd. Deze kennisleemten belemmeren het doen van effectvoorspellingen omtrent de reactivering. De soort is daarom niet verder in de effectbeschrijving betrokken.

Negen andere vleermuissoorten die in de Habitatrichtlijn worden genoemd zijn eveneens niet geselecteerd omdat (1) de soorten niet voorkomen in de Meinweg, of (2) er ook voor deze soorten te weinig kennis over de mogelijke negatieve effecten van railinfrastructuur bestaat. Deze vleermuissoorten zijn dan ook niet betrokken in de effectvoorspelling.

Vale vleermuis – Verspreiding en ecologie

De vale vleermuis (*Myotis myotis*) kwam tot na 1950 nog vrij algemeen voor in het oosten en zuidoosten van ons land (Broekhuizen *et al.* 1992, Limpens *et al.* 1997). Vondsten ten oosten van Roermond zijn bekend uit de periode 1946-1969. Sinds de jaren vijftig is de soort echter sterk achteruitgegaan. Behalve waarnemingen in de kalksteengroeven van Zuid-Limburg, is de soort vanaf 1970 slechts incidenteel waargenomen in onder andere West-Brabant, Noord- en Midden-Limburg, de Veluwe en het Montferland. Het betrof in alle gevallen slechts eenmalige waarnemingen van één of twee individuen (Broekhuizen *et al.* 1992). In de jaren negentig zijn waarnemingen van vale vleermuizen beperkt tot Midden- en Zuid-Limburg. De totale populatie van de vale vleermuis in Nederland is daarbij geschat op 10 tot 15 dieren (Limpens *et al.* 1997). De soort is daarmee een van de meest bedreigde soorten in Nederland (Hollander & Van der Reest 1994).

De vale vleermuis is een bosbewonende soort. De soort foerageert bij voorkeur in open, hoogopgaande loofbossen. Naaldbossen zijn voor vale vleermuizen veel minder aantrekkelijk. Dit geldt vooral voor dennenbossen vanwege een grasrijke bodem en relatief weinig prooidieren (onder andere keverfauna). Vooral open plekken, bomenlanen, bospaden en bosranden zijn plaatsen waar de vale vleermuis jaagt (Verboom 1998). De dieren kunnen daarbij grote afstanden afleggen, soms tot meer dan tien kilometer vanaf de verblijfplaats van de dieren (Limpens *et al.* 1997, Verboom 1998). De vale vleermuis is relatief een vrij trage vlieger. Tijdens het foerageren worden insecten van het gebladerte en de bosbodem gepakt. Hiertoe vliegen de vleermuizen op wisselende hoogte, waarbij ook geregeld laag boven de grond (1 tot 5 meter) wordt gevlogen (Lange *et al.* 1994). Soms vliegen de dieren daarbij continu dezelfde route heen en weer binnen hun jachtgebied (vaste foerageerroutes).

Voor de vijf habitattypen op basis waarvan de Meinweg is aangemeld zijn in totaal zeven zoogdiersoorten als doelsoorten aangewezen (Bal *et al.* 1995). Het betreft drie marterachtigen, drie soorten vleermuizen en een spitsmuis (bijlage 4). Het natuurdoeltype 'open zand' kent geen zoogdiersoort als doelsoort. Voor de natuurdoeltypen 'laaglandbeek' en 'bosgemeenschappen van bron en beek' zijn zeven soorten doelsoort. De overige drie natuurdoeltypen kennen ieder drie zoogdiersoorten als doelsoort. De versnipperingsgevoeligheid van de soorten, voor zover hierover gegevens beschikbaar zijn, verschilt (Bergers 1997). Momenteel komt slechts één van de doelsoorten voor in de Meinweg, te weten de das.

Das (Meles meles)

De das is niet genoemd in de Habitatrichtlijn en is momenteel niet opgenomen in de Rode Lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland (Lina & Van Ommering 1994). Wel wordt in deze Rode Lijst aangegeven dat indien niet wordt doorgegaan met het nemen van soortbeschermende maatregelen, de das spoedig weer op de Rode Lijst terecht zal komen. De das is wel een doelsoort bij de natuurdoeltypen 'droge heide' en 'bosgemeenschappen van bron en beek' en geldt daarom als indicator voor de EU-habitattypen: *droge Europese heide* en *alluviale bossen met Alnus glutinosae en Fraxinus excelsior*, het prioritaire habitatype. Om die reden is de das geselecteerd als onderzoekssoort.

3.3 Scenario's

In het onderhavige onderzoek wordt een aantal scenario's van (re)activering onderscheiden. Voor het historisch tracé zijn twee scenario's in beschouwing

genomen: een tijdelijke reactivering met een lage intensiteit van gebruik voor een beperkte periode en een permanente reactivering met een intensiever gebruik. Daarnaast worden twee tracévarianten geëvalueerd: tracévariant A1 en tracévariant A2. Op deze tracévarianten is enkel een permanent, intensief gebruik van toepassing. De scenario's die worden doorgerekend zijn in overleg met NS Railinfrabeheer opgesteld en hieronder weergegeven:

Tijdelijke reactivering van het historisch tracé

Uitgangspunten:

- 15 treinen per etmaal;
- geen geluidschermen;
- geen spoorverdubbeling;
- geen aanpassingen aan de hoogteligging van het tracé;
- snelheid: 40 km per uur;
- eventuele verbeterings- en onderhoudswerkzaamheden aan het spoor worden uitgevoerd via een onderhoudstrein over het spoor zelf;
- periode van reactivering circa 5 jaar.

Permanente reactivering historisch tracé, zonder geluidschermen

Uitgangspunten:

- 43 treinen per etmaal;
- geen geluidschermen;
- geen spoorverdubbeling;
- geen aanpassingen aan de hoogteligging van het tracé;
- snelheid: 80 km per uur;
- eventuele verbeterings- en onderhoudswerkzaamheden aan het spoor worden uitgevoerd via een onderhoudstrein over het spoor zelf.

Permanente reactivering historisch tracé, met geluidschermen

Uitgangspunten:

- zie permanente reactivering historisch tracé zonder geluidschermen, maar nu met geluidschermen van 2 meter hoog over de gehele lengte van het spoor in de Meinweg. Er wordt uitgegaan van geluidschermen die ondoorlaatbaar zijn voor passerende dieren.

Tracévarianten A1 en A2

Uitgangspunten:

- 43 treinen per etmaal;
- geen geluidschermen;
- snelheid: 80 km per uur;
- ruimtebeslag baanlichaam: gemiddeld 40 meter.

4 Effecten railinfrastructuur en uitwerking methodiek per diergroep

4.1 Inleiding

In het voorliggende hoofdstuk wordt per diersoortengroep nader ingegaan op de effecten van railinfrastructuur en op de methodiek die is gehanteerd voor het bepalen van de huidige situatie en de effecten van (re)activering op populatie- en netwerkpopulatie-niveau.

De meeste kennis over de effecten van infrastructuur op diersoorten is gebaseerd op onderzoek bij autowegen. Over de specifieke effecten van railinfrastructuur is veel minder literatuur beschikbaar. Veelal wordt op grond van expertkennis over de eigenschappen van soorten een inschatting gemaakt over de gevoeligheid van een soort voor effecten van railinfrastructuur. De aard van de versnipperingseffecten van railinfrastructuur is echter vergelijkbaar met die van autowegen (Bergers 1997).

Een grote lacune is het ontbreken van dosis-effect relaties bij infrastructurele werken, dat wil zeggen kwantitatieve relaties tussen een ingreep en de zwaarte van de ingreep enerzijds en het effect op een diersoort(engroep) anderzijds (Bergers 1997; Van der Grift 1999). Observaties bij railinfrastructuur van bijvoorbeeld sterfte of barrièrewerking zijn vaak incidenteel en kwalitatief van aard. Eén van de weinige uitzonderingen is het door Alterra uitgevoerde onderzoek naar de verstoring van treinverkeer (geluid) op de dichtheden van weidevogels (Reijnen *et al.*, in voorbereiding). Uit de voorlopige resultaten van het onderzoek komt naar voren dat de gevoeligheid van vogels voor treingeluid sterk overeenkomt met de gevoeligheid voor verkeersgeluid (Reijnen *et al.* 1992).

In het onderhavige onderzoek wordt bij de vogels als diersoortengroep gebruik gemaakt van deze dosiseffectrelaties. Voor de amfibieën, reptielen en zoogdieren wordt op basis van expertkennis en de beschikbare literatuur zo goed mogelijk een inschatting gemaakt van de effecten.

4.2 Amfibieën

4.2.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij amfibieën

Habitatverlies

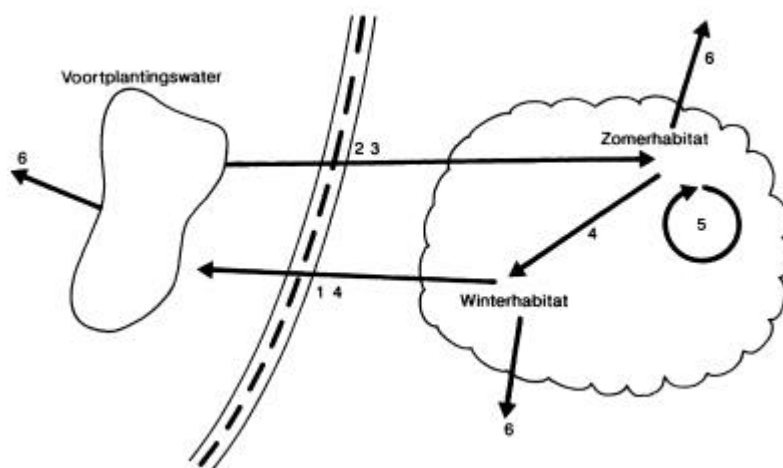
Aanleg van railinfrastructuur kan ten koste gaan van habitat door het ruimtebeslag van een nieuwe spoorlijn. Bij amfibieën kan het daarbij zowel gaan om landhabitat als om waterhabitat.

Habitatkwaliteit

Over de effecten van treingeluid op amfibieën is zeer weinig bekend. Er zijn enige aanwijzingen dat verkeersgeluid een versturende werking heeft voor soorten waar communicatie door middel van een paarroep onderdeel uitmaakt van het reproductieproces (Barrass & Cohn 1983, Barrass 1986; Vos & Chardon 1994). Het valt niet uit te sluiten dat treingeluid een vergelijkbaar effect heeft op het reproductieproces van bijvoorbeeld de rugstreeppad. Daar er echter geen veldwaarnemingen zijn waaruit blijkt dat geluidsverstoring een rol speelt voor de rugstreeppad wordt dit aspect verder buiten beschouwing gelaten.

Sterfte en barrièrewerking door railinfrastructuur bij amfibieën

Het leefgebied van amfibieën bestaat uit verschillende habitattypen, waarvan afhankelijk van leeftijdsfase en seizoen gebruik wordt gemaakt. Deze leefgebieden liggen vaak op enige afstand van elkaar, gescheiden door ongeschikt gebied. Naast een waterelement waar de voortplanting plaatsvindt, is er sprake van een zomer- en winterleefgebied op het land. Ook overwintering in het water is mogelijk. Wanneer een spoorlijn tussen de verschillende onderdelen van het leefgebied ligt, wordt hiermee de uitwisseling bemoeilijkt en is er sprake van een (al dan niet absolute) barrière. Daarnaast lopen amfibieën bij het oversteken het risico overreden te worden.



1. Voorjaarsmigratie van adulte dieren van winterleefgebied naar voortplantingswater
2. Voorjaarsmigratie van adulte dieren van voortplantingswater naar zomerleefgebied
3. Dispersie van gemetamorfoseerde dieren van voortplantingswater naar landleefgebied
4. Herfstmigratie van adulten en juvenielen van zomer- naar winterleefgebied
5. Ongerichte bewegingen binnen het leefgebied
6. Dispersie naar nieuwe leefgebieden

Figuur 4. Overzicht van bewegingen tussen plekken leefgebied en dispersiebewegingen van amfibieën (naar: Grossenbacher 1981).

Sterfte

Sterfte van amfibieën die proberen de spoorlijn over te steken kan optreden door:

- directe aanrijdingen;
- turbulentie, veroorzaakt door langsrijdende treinen;
- extra predatie en blootstelling aan ongunstige klimaatsomstandigheden.

Krummenacher & Meier (1989) troffen een groot aantal gedode dieren aan bij het spoor Rekingen-Zurzach, waar dieren het spoor over moesten steken tussen het leefgebied op

het land en het voortplantingswater. Bovendien werd waargenomen dat dieren overdag wegcropen onder de spoorstaven en vervolgens werden gedood door het gewicht van langsrijdende treinen. Ook de wervelwinden van langsrijdende treinen veroorzaken sterfte, hetgeen eveneens bekend is van autoverkeer (Scholte 1982). Waarnemingen zijn echter niet consistent. Wolf (1993) nam waar dat padden tot 120 centimeter werden weggeslingerd door langsrijdende treinen en vervolgens ogenschijnlijk ongedeerd hun weg vervolgden. In Zwitserland zijn locaties aan het spoor bekend, waar een groot aantal slachtoffers viel als gevolg van wervelwinden (S. Zumbach, mondelinge mededeling). Barandun (1991) constateerde dat met name bruine kikkers die wegsprongen bij naderende treinen in de wervelwinden terecht kwamen en werden gedood.

Barrièrewerking

Padden en salamanders zijn kruipende dieren (in tegenstelling tot kikkers) en zijn niet in staat over spoorstaven te klimmen⁷. Lehman (1989) constateerde dat kam-salamanders over een afstand van maximaal 500 meter in de rand van de spoorstaven liepen totdat ze bij een wegoevergang de spoorlijn overstaken. Uit observaties van Wolf (1993) aan individueel gemerkte padden blijkt dat dieren enkele honderden meters langs het spoor lopen voordat ze een doorgang vinden tussen ballast en spoorstaven. Ze wisselen hierbij gemiddeld vijf keer per uur van richting en het oponthoud langs het spoor kan vele uren (Wolf 1993) tot enkele dagen (Barandun 1991) duren. Gedurende het oponthoud bij het spoor zijn amfibieën extra kwetsbaar voor predatie en ongunstige weersomstandigheden.

Reh & Seitz (1993) en Vos (1999) hebben een verminderde genetische verwantschap aangetoond tussen populaties voor zowel de bruine kikker als de heikikker naarmate er meer spoorwegen en wegen tussen de populaties liggen. Dit is een aanwijzing dat er minder uitwisseling van individuen plaatsvindt tussen deze populaties, hetgeen overeenstemt met de geconstateerde sterfte en barrièrewerking van (spoor)wegen.

Conclusie

Bij amfibieën zijn eventueel habitatverlies, sterfte en barrièrewerking (zowel zonder als met afscherming van de spoorlijn door bijvoorbeeld geluidschermen) relevant. Deze effecten zullen dan ook in beschouwing worden genomen bij het bepalen van de effecten van (re)activering op populatie- en netwerkpopulatie-niveau (tabel 2).

⁷ Uitgaande van een hoogte van circa 15 centimeter.

Tabel 2. Overzicht van de effecten voor amfibieën die bij de onderscheiden scenario's kunnen worden verwacht en dientengevolge worden meegenomen bij het bepalen van de effecten op populatie- en netwerkpopulatie-niveau. + = mogelijk effect; - = geen effect verwacht.

Effect	historisch tracé, tijdelijke reactivering	historisch tracé, permanente reactivering, geen geluidschermen	historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	tracévariant A1	tracévariant A2
habitatverlies	-	-	-	+	+
sterfte	+	+	-	+	+
barrièrewerking	+	+	+	+	+
habitatkwaliteit	onbekend	onbekend	onbekend	onbekend	onbekend

4.2.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerkpopulatie-niveau

Amfibieën zijn gevoelig voor milieuvaryatie, waardoor de aantallen in een populatie sterk fluctueren tussen jaren (Pechman *et al.* 1991). In ongunstige jaren, bijvoorbeeld wanneer het voortplantingswater te vroeg droog valt, kan de voortplanting geheel mislukken. Hierdoor sterven lokale populaties regelmatig uit en een netwerk van populaties kan alleen overleven wanneer leeg geraakte plekken vanuit de omgeving opnieuw gekoloniseerd worden (zie ook kader: *duurzame instandhouding van soorten: populaties en netwerkpopulaties*, paragraaf 3.1). Bij het bepalen van de duurzaamheid van netwerkpopulaties dient rekening te worden gehouden met deze dynamiek. Het Markov-netwerkpopulatiemodel simuleert extinctie en kolonisatiekansen van populaties in de tijd en is daarom een geschikt instrument om de effecten van ingrepen op de duurzame overleving in te schatten (zie kader: *Het Markov-netwerkpopulatiemodel*). Het huidige voorkomen van de kamsalamander en de rugstreeppad in de Meinweg vormt het uitgangspunt van de toetsing. Allereerst wordt de mate van duurzaamheid van het huidige voorkomen bepaald met het Markov-netwerkpopulatiemodel. Per scenario wordt een inschatting gemaakt van het habitatverlies, het sterfte-effect en de barrièrewerking en vertaald in veranderingen in uitsterfkans en kolonisatiekansen van lokale populaties. Met het Markov-netwerkpopulatiemodel wordt vervolgens een inschatting gemaakt van de invloed op de duurzaamheid van lokale populaties en de netwerkpopulatie als geheel. Het betreft een kwalitatieve benadering, omdat gekwantificeerde effecten van barrièrewerking en sterfte in de vorm van dosis-effect relaties ontbreken. Daarvoor zou experimenteel onderzoek nodig zijn.

Bepaling huidige situatie

Voor de kamsalamander en de rugstreeppad zijn alle geschikte voortplantingswateren in de Meinweg bepaald. Hiervoor is gebruik gemaakt van gedigitaliseerde habitatkaarten, de bekende verspreidingsgegevens (Stichting RAVON) en de kennis van gebiedsdeskundigen (A.J.W. Lenders en L. Reyrink). Voor beide soorten zijn ook de geschikte voortplantingswateren in de omgeving bepaald, voor zover deze deel uitmaken van het netwerk van de Meinweg. Voor de mobielere rugstreeppad worden gebieden tot op 3 kilometer afstand tot dezelfde netwerkpopulatie gerekend en voor de kamsalamander wordt een maximale dispersieafstand van 1,5 kilometer

aangehouden (Blab 1986, Günther & Meyer 1996). Per voortplantingswater is een inschatting gemaakt van de populatiegrootte in 3 klassen op basis van de aantallen waarnemingen, de grootte van de voortplantingswateren en kennis van gebiedsdeskundigen. De kans op uitsterven wordt per lokale populatie op een standaardwaarde gezet, rekeninghoudend met de populatiegrootte. De relatie tussen populatiegrootte en extinctiekans is gebaseerd op literatuurgegevens en expert judgement (zie bijvoorbeeld Miaud *et al.* 1993, Halley *et al.* 1996, Hecnar & Closkey 1996). De kolonisatiekans neemt toe naarmate er meer (bezette) gebieden in de omgeving zijn. De bijdrage van gebieden aan de kolonisatiekans neemt af met de afstand. De relatie tussen afstand en kolonisatiekans is afgeleid van de kolonisatiekansen die voor de kamsalamander zijn gevonden in Twente (Van der Sluis *et al.* 1999). Voor de mobielere rugstreeppad zijn deze kansen verdubbeld (Blab 1986).

Kwantificering habitatverlies

Er is aangenomen dat er bij reactivering van het historisch tracé geen sprake is van (tijdelijk) habitatverlies. Hierbij is er van uitgegaan dat onderhoudswerkzaamheden uitsluitend via een onderhoudstrein over het spoor plaatsvinden.

Kwantificering sterfte

Sterfte van amfibieën door treinverkeer heeft een verhoogde kans op uitsterven van een lokale populatie tot gevolg. Dit effect zal het sterkst zijn wanneer water- en landhabitat door een spoorlijn van elkaar worden gescheiden, zodat de dieren het spoor meerdere keren per jaar moeten oversteken tijdens de seizoensmigratie tussen leefgebieden (figuur 4). Een negatieve beïnvloeding van het spoor zal voor de mobielere rugstreeppad tot op grotere afstand merkbaar zijn dan voor de minder mobiele kamsalamander. Voor de rugstreeppad zijn migratieafstanden tussen land- en waterhabitat van 1000 meter geen uitzondering, terwijl de migratieafstanden voor de kamsalamander, tussen onderdelen van het habitat circa 400 meter bedragen (Blab 1986).

Voor de rugstreeppad wordt bij de analyses een potentieel verhoogde extinctiekans van populaties tot op 1000 meter van het spoor aangehouden en voor de kamsalamander tot 400 meter.

Gedurende de tijd dat de dieren een doorgang bij het spoor zoeken, lopen de dieren een verhoogde kans op sterfte. Hoe hoger de verkeersintensiteit en hoe langer de dieren bij het spoor doorbrengen voordat zij een doorgang hebben gevonden (zie barrièrewerking), hoe groter de sterfte. De dieren zullen enige uren (tot dagen) zoeken naar een onderdoorgang, terwijl er bij permanente reactivering tweemaal per uur een trein passeert.

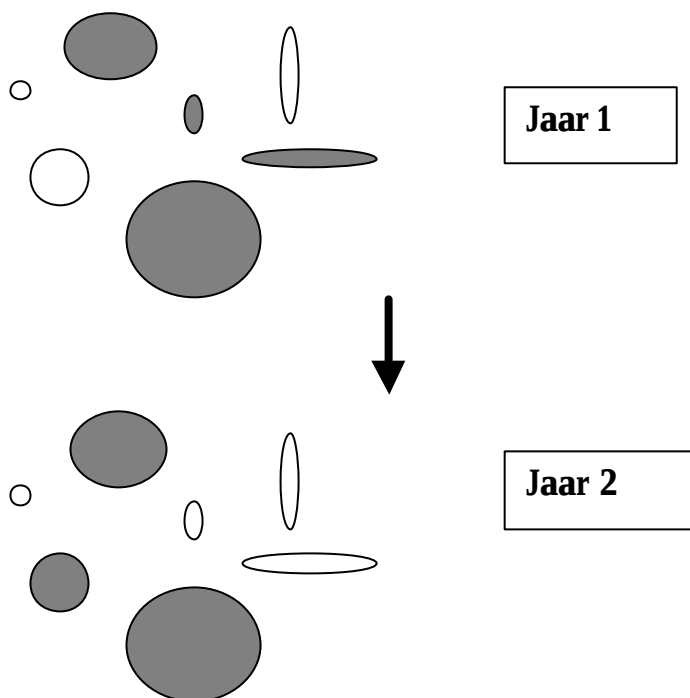
De verhoging van de extinctiekans is daarom tevens afhankelijk gesteld van het aantal treinen.

Daarnaast zal sterfte ook een negatief effect hebben op de kolonisatiekansen wanneer hierbij een spoorlijn moet worden overgestoken.

De kolonisatiekans tussen populatieparen aan weerszijden van de spoorlijn is bij de analyse daarom verlaagd.

Het Markov-netwerkpopsatiemodel

Het Markov-netwerkpopsatiemodel (zie bijvoorbeeld Day & Possingham 1995, Alcakaya & Ginzburg 1991) is een beleidsondersteunend instrument dat kan worden ingezet om de effecten van ingrepen op de overleving van netwerkpopsaties in te schatten. In het Markov-netwerkpopsatiemodel worden de extinctie en kolonisatie van lokale popsaties in ruimte en tijd gesimuleerd. Iedere lokale popsatie heeft, afhankelijk van de grootte, jaarlijks een bepaalde kans om uit te sterven. Daarnaast heeft een leeggeraakte plek jaarlijks een kans om opnieuw gekoloniseerd te worden vanuit bezette plekken in de omgeving. De kans op kolonisatie vanuit omliggende popsaties neemt af met de afstand tussen popsaties en het aantal bezette popsaties in de omgeving. Met het model kan de duurzaamheid van zowel de gehele netwerkpopsatie als van afzonderlijke lokale popsaties worden berekend. Duurzaamheid van de netwerkpopsatie is gedefinieerd in termen van de gemiddelde tijd tot uitsterven van de gehele netwerkpopsatie of de kans op uitsterven binnen 100 jaar. Duurzaamheid van lokale popsaties is gedefinieerd in termen van de gemiddelde tijd dat een lokale popsatie bestaat.



Schematische voorstelling van de bezetting van een habitatnetwerk in de tijd.

In jaar 1 zijn vier van de zeven plekken bezet. In jaar 2 zijn twee habitatplekken nog steeds bezet, terwijl er een gekoloniseerd is. Er zijn echter twee lokale popsaties uitgestorven, waardoor er totaal drie habitatplekken zijn bewoond. Jaarlijks verschuift de verspreiding van de soort over het habitatnetwerk. De lokale popsaties in de grootste plekken zijn het meest stabiel.

Kwantificering barrièrewerking

Hoewel spoorlijnen zonder geluidschermen geen absolute barrière vormen voor amfibieën, vermindert de kans op kolonisatie door de extra afstand die moet worden afgelegd. De dieren kunnen de spoorlijn oversteken bij openingen tussen het ballast en de spoorstaven van enkele centimeters doorsnede. Daarnaast zijn er in de Meinweg vijf over- en onderdoorgangen. Ook bij het huidige ongebruikte spoor is er sprake van enige barrièrewerking voor amfibieën. Deze barrièrewerking is echter niet zo sterk als bij een onderhouden spoor.

Omdat het enige tijd zal duren voor een dier een doorgang heeft gevonden wordt bij het oversteken van het huidige spoor een omloopafstand van 250 meter aangenomen.

Omdat amfibieën slechts een beperkte afstand af kunnen leggen en kolonisatiekansen afnemen met de afstand betekent dit een vermindering van de kolonisatiekansen tussen populatieparen aan weerszijden van het spoor. De barrièrewerking bij (tijdelijke of permanente) (re)activering van het spoor is sterker dan in de huidige situatie omdat er bij een onderhouden spoorlijn nog slechts sporadisch openingen van voldoende omvang zullen zijn tussen ballast en spoorstaven. De zoektijd en omlooptijd nemen dus toe, hetgeen een vermindering van de kolonisatiekansen van populaties in de buurt van het spoor tot gevolg heeft.

De gemiddelde omlooptijd na reactivering wordt geschat op 1000 meter.

4.3 Reptielen

4.3.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij reptielen

Habitatverlies

Aanleg van railinfrastructuur kan ten koste gaan van habitat door het ruimtebeslag van een nieuwe spoorlijn. Habitatverlies wordt bij reptielen in het geval van spoorwegen op de lange termijn vaak deels gecompenseerd door het ontstaan van nieuw habitat in de spoorbermen. Op de zon geëxponeerde taluds van spoorwegen kunnen in principe uitgroeien tot geschikt reptielbiotoop (Van de Bund 1991). Omdat bermen vaak relatief ongemoeid gelaten en reptielvriendelijk beheerd zijn, kunnen langs wegen en in het bijzonder langs spoorlijnen natuurlijke verbindingzones ontstaan waarlangs soorten hun areaal zelfs kunnen uitbreiden (Klewen 1988, Kornacker 1993, Hedeën & Hedeën 1999).

Habitatkwaliteit

Reptielen worden langs wegen en spoorwegen, ook langs zeer drukke trajecten, gevonden (Zuiderwijk 1989). Vergelijkend onderzoek naar het verband tussen de gerealiseerde dichtheden in bermen en de intensiteit van gebruik van weg of spoor is echter niet bekend. Reptielen, met name slangen, lijken wel minder vaak in bermen van autosnelwegen aangetroffen te worden dan op grond van het habitat verwacht mag worden (Zuiderwijk 1989).

Sterfte

Voor reptielen is de kans om tijdens oversteken van een spoorlijn overreden te worden ook op drukke trajecten klein. Bij spoorwegen zonnen reptielen wel langs de randen van schouwpaden, maar verder wordt de open ruimte van de spoorbaan waarschijnlijk gemeden vanwege gebrek aan dekking. Deze open ruimte wordt wel overgestoken (Kornacker 1993). Uit Nederland is slechts één slachtoffer ten gevolge van treinverkeer bekend (ringslang, mondelinge mededeling A. Groenveld en G. Smit). Op Europees niveau maakt slechts één artikel melding van enkele slachtoffers onder slangen in Spanje (SCV 1996), maar het aantal is daarbij zeer gering ten opzichte van andere diersoortengroepen. Het is mogelijk dat reptielen bij het oversteken van de open spoorbaan ook door de trillingen van een naderende trein gewaarschuwd en verjaagd worden. Redelijkerwijs mag dan ook worden aangenomen dat er geen of slechts geringe sterfte zal optreden bij reptielen ten gevolge van reactivering van de 'IJzeren Rijn' of aanleg van één van de tracévarianten.

Barrièrewerking

Spoorbermen met de juiste ondergrond en vegetatie zijn vaak uitstekend geschikt als reptielbiotoop (Van de Bund 1991, Zuiderwijk 1989) en vormen derhalve geen fysieke barrière om over te steken. Het ballastbed zelf vormt met de schouwpaden een open vlakte waarvan de randen in ieder geval door ringslangen als zonplaatsen gebruikt worden (A. Groenveld, mondelinge mededeling) maar die verder vanwege gebrek aan dekking waarschijnlijk gemeden wordt (C.F. van de Bund en A. Groenveld, mondelinge mededeling). Een in Duitsland uitgevoerde studie maakt melding van het oversteken van enkelspoor door hagedissen (Kornacker 1993) en er is geen reden om aan te nemen dat dit bij slangen niet het geval zal zijn.

Op enige meters van het spoor zonnende reptielen worden door de trillingen van langsrijdende treinen niet verstoord (G. Smit en A. Groenveld, mondelinge mededeling). Het betreft hier waarschijnlijk de 'bewoners' van de spoorberm, die aan langsrijdende treinen gewend zijn geraakt. Bij hagedissen bleken residente dieren een niet intensief gebruikt enkelspoor regelmatig te kruisen (Kornacker 1993). Er is echter geen kwantitatief onderzoek naar de relatie tussen de intensiteit van gebruik van een spoorlijn en een eventuele barrièrewerking bekend. Daarnaast is onbekend of 'doortrekkers' misschien gevoeliger zijn voor verstoring door langsrijdende treinen. Het is daarom mogelijk dat intensief gebruikte trajecten enige barrièrewerking opleveren, met name voor soorten waarvoor de spoorbermen geen habitat vormen. Open tunnelbakken en trajecten met geluidschermen die niet voorzien zijn van openingen dienen als absolute fysieke barrières te worden beschouwd.

Conclusie

Bij het bepalen van de effecten van (re)activering op populatie- en netwerkpopulatie-niveau bij reptielen lijken enkel habitatverlies, een mogelijk beperkte mate van barrièrewerking zonder afscherming van de spoorlijn en een grotere mate van barrièrewerking bij afscherming van de spoorlijn relevant. Bij het bepalen van de effecten op populatie- en netwerkpopulatie-niveau worden enkel deze effecten meegenomen (tabel 3).

Tabel 3. Overzicht van de effecten voor reptielen die bij de onderscheiden scenario's kunnen worden verwacht en dientengevolge worden meegenomen bij het bepalen van de effecten op populatie- en netwerkpopulatie-niveau. + = mogelijk effect; - = geen effect verwacht.

Effect	historisch tracé, tijdelijke reactivering	historisch tracé, permanente reactivering, geen geluidschermen	historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	tracévariant A1	tracévariant A2
habitatverlies	-	-	+	+	+
sterfte	-	-	-	-	-
barrièrewerking	-	?	+	?	?
verstoring	onbekend	onbekend	onbekend	onbekend	onbekend

4.3.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerkpopulatie-niveau

LARCH

De Meinweg is een bekend reptielengebied, en ook van enige plaatsen in de directe omgeving is het voorkomen van reptielen bekend. De verspreiding in de Meinweg en directe omgeving is echter beperkt tot een aantal plekken met geschikt habitat die onderling verbonden zijn in één of meerdere netwerkpopulaties. Naar zowel de Nederlandse als Duitse kant liggen deze netwerkpopulaties volkomen geïsoleerd van andere leefgebieden van reptielen. Vanwege die geïsoleerde ligging is het belangrijk dat de duurzaamheid van de aanwezige reptielenpopulaties niet aangetast wordt. Voor de evaluatie van effecten van reactivering van de 'IJzeren Rijn' op reptielen wordt gebruik gemaakt van het kennissysteem LARCH, waarmee de duurzaamheid van netwerkpopulaties beoordeeld kan worden (zie kader: *LARCH*).

Bepaling huidige situatie

Voor de adder en de zandhagedis zijn habitatkaarten gemaakt op basis van de vegetatiekaart van de Meinweg van Staatsbosbeheer die voor de directe omgeving in Nederland en Duitsland aangevuld is met heideterreinen uit de topografische kaart. Dichtheden voor de gedetailleerde habitattypen die op basis van de vegetatiekaart te onderscheiden zijn, waren niet standaard beschikbaar⁸. Voor beide soorten zijn daarom dichtheden geschat met behulp van waarnemingen die ter beschikking zijn gesteld door het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg en op basis van kennis van een gebiedsdeskundige (A.J.W. Lenders). Dichtheden zijn toegekend naar rato van het aantal waarnemingen en/of het geschatte voorkomen per habitatype en eventueel per habitatplek aangepast, zodanig dat de draagkrachtverdeling over het gebied in overeenstemming was met de voor de verschillende plekken geschatte

⁸ Onderdeel van het kennissysteem LARCH is een database waarin o.a. gemiddelde dichtheden per habitatype zijn vastgelegd. Dichtheden worden ingevuld op basis van (literatuur)onderzoek. Wanneer de typologie in de database niet overeenkomt met die van de beschikbare habitatkaart, is deze reeds aanwezige informatie echter niet bruikbaar.

werkelijke aantallen⁹. De totale draagkracht van het gebied is voor beide soorten afgestemd op een schatting van het haalbare maximum aantal die de gebiedsdeskundige kon maken op basis van waargenomen aantallen over meerdere jaren.

Voor de gladde slang is het wel mogelijk om een kaart van zijn totale habitat te maken, maar er is onvoldoende inzicht in de relatie tussen vegetatietypen en draagkracht en te weinig informatie over de lokale verspreiding beschikbaar om een betrouwbaar draagkrachtpatroon te kunnen genereren. De soort kan daarom niet met LARCH doorgerekend worden. Maar omdat het habitat (en dus de habitatkaart) van de gladde slang vrijwel overeenkomt met dat van de zandhagedis (zie § 3.2.1) en de soort wat betreft mobiliteit goed vergelijkbaar is met de adder (dezelfde soortgroep, grootteklasse en dispersieafstanden; Günther 1996), kunnen in kwalitatief opzicht uit de resultaten van de beide andere soorten ook gevolgtrekkingen voor de gladde slang gemaakt worden.

Structuur netwerkpopulatie

Voor zowel de adder als de zandhagedis zijn voor het begrenzen van het leefgebied van lokale populaties en netwerkpopulaties de normafstanden uit de LARCH-database aangehouden, die al eerder gebruikt zijn voor evaluaties op landelijke schaal (Van Kuijk, in voorbereiding). De maximale onderlinge afstand waarbij twee habitatplekken nog tot het leefgebied van dezelfde lokale populatie behoren is voor beide soorten 250 meter. Het resultaat van LARCH-simulaties is voor deze maat nauwelijks gevoelig (Houweling *et al.* 1999) en de schatting is daarom gebaseerd op best professional judgement. Gegevens over dispersieafstanden zijn voor de zandhagedis schaars. Van de Bund (1991) vermeldt dat de maximale afstand tussen twee habitatplekken niet meer dan 1000 meter mag zijn. Günther (1996) noemt een maximale afstand van 1200 meter. Klewen (1988) noemt maximaal gevonden afstanden van 2 tot 4 km, met de aantekening dat het hier om verplaatsingen langs een spoordijk en door habitat (dus binnen een habitatplek) ging. De maximale onderlinge afstand waarbij twee habitatplekken nog tot hetzelfde netwerk behoren is op basis van deze gegevens vastgesteld op 1000 meter, een afstand die ook bij eerdere evaluaties (Reijnen & Koolstra 1998, Van Kuijk, in voorbereiding) gebruikt is.

Voor de adder zijn verplaatsingen van maximaal 1500 meter tussen winter- en zomerverblijfplaats waargenomen (Günther 1996), een afstand die dus door alle dieren gedurende de normale seizoensmigratie afgelegd wordt. De maximale dispersieafstand is daarom zeker hoger. Voor een evaluatie op landelijke schaal is de maximale onderlinge afstand gecalibreerd op 1850 meter (Van Kuijk, in voorbereiding). Deze afstand wordt ook hier aangehouden.

⁹ Waar de habitatkaart door gebreken in de vegetatiekaart incompleet was, of waar draagkracht door niet in de kaart zichtbare factoren zoals reliëf, beheer e.d. duidelijk anders was dan op basis van de vegetatietypen verwacht mocht worden, is de draagkracht van habitatplekken aangepast.

LARCH

Om op een systematische manier de duurzaamheid van netwerkpopulaties te kunnen bepalen, is door Alterra het kennisstelsel LARCH (**L**andschapsecologische **A**nalyses en **R**ichtlijnen voor de **C**onfiguratie van **H**abitat) ontwikkeld. Uitgangspunt vormt een kaart met habitatplekken van een soort (habitatkaart). Gebaseerd op dichtheidsnormen per vegetatietype wordt van elke habitatplek de draagkracht (het aantal paartjes of sociale groepen dat het gebied maximaal kan huisvesten) vastgesteld. Vervolgens wordt met behulp van normen voor het begrenzen van lokale populaties en netwerkpopulaties (in beide gevallen de maximale onderlinge afstand van plekken) de habitatkaart omgezet in een netwerkaart. Of een netwerk duurzaam is wordt vervolgens bepaald door de configuratie (ligging ten opzichte van elkaar) van de habitatplekken en hun gezamenlijke draagkracht te toetsen aan normen. LARCH maakt onderscheid tussen drie verschillende configuratietypen met elk een eigen minimaal benodigde draagkracht voor duurzaamheid (de **duurzaamheidsnorm**):

1. Een van de habitatplekken heeft een dermate grote draagkracht dat de plek op zichzelf een duurzame populatie kan huisvesten. De habitatplek voldoet dan aan de duurzaamheidsnorm voor één aaneengesloten gebied. Het netwerk waar deze plek deel van uitmaakt is dan uiteraard ook duurzaam.
2. Een grote habitatplek die de norm voor een **sleutelpopulatie** haalt, in een netwerk dat als geheel tevens de norm voor een netwerk met sleutelpopulatie haalt. Een sleutelpopulatie is een habitatplek waarvan de draagkracht net te klein is om er een op zichzelf staande duurzame populatie te huisvesten, maar die met een minimum aan uitwisseling met andere plekken wel duurzaam is. Het is dus letterlijk een habitatplek die in een netwerk de sleutel tot duurzaamheid vormt. De minimale benodigde draagkracht voor een sleutelpopulatie ligt uiteraard iets lager dan die voor één zelfstandig duurzaam gebied. De duurzaamheidsnorm voor het hele netwerk ligt daar echter boven, omdat habitat in plekken op enige afstand van elkaar toch minder efficiënt aan duurzaamheid bijdraagt dan habitat in dezelfde plek (vanwege de belemmering van de vrije uitwisseling en het verlies van individuen tijdens de dispersie tussen plekken).
3. Een netwerk bestaande uit habitatplekken die geen van allen de norm voor een sleutelpopulatie halen. Omdat hier in nog sterkere mate geldt dat habitat minder efficiënt aan duurzaamheid bijdraagt, is de voor duurzaamheid benodigde totale draagkracht nog hoger.

LARCH bepaalt uiteindelijk met behulp van de geschetste duurzaamheidsnormen of een populatienetwerk in de klasse '**niet duurzaam**', '**zwak duurzaam**' of '**sterk duurzaam**' valt. Zwak duurzame netwerken voldoen weliswaar aan de duurzaamheidsnorm, maar zijn vanwege de onzekerheden in de modeluitkomsten en hun relatieve gevoeligheid voor veranderingen in kwaliteit en hoeveelheid van het habitat nog niet als 'zonder twijfel duurzaam' te bestempelen. Wanneer een draagkracht van een habitatnetwerk vijf maal zo groot is als het voor duurzaamheid benodigde minimum, is dit zeker wel het geval. Het netwerk krijgt dan de status 'sterk duurzaam'.

Informatie en onderbouwing: Pouwels 2000, Verboom *et al.*, in druk.

Kwantificering habitatverlies

Bij het bepalen van de gevolgen van reactivering van het historisch tracé is de aanname gedaan dat er geen verlies van habitat optreedt, omdat werkzaamheden ter verbetering van het spoor uitsluitend via een onderhoudstrein over het spoor zelf plaatsvinden. Ook is er van uitgegaan dat het beheer van de bermen niet verandert.

Kwantificering barrièrewerking

In de analyse is als uitgangspunt genomen dat alleen ingeval van het scenario permanente reactivering van het historisch tracé, *met* geluidschermen, de spoorlijn een wezenlijke barrière vormt voor reptielen. De barrière wordt daarbij absoluut verondersteld, m.a.w. passage van het spoor is op geen enkele locatie mogelijk.

Mogelijk treedt er in zowel de situatie *met* als *zonder* geluidschermen door verstoring een geringe vermindering van de uitwisseling tussen populaties aan beide kanten van

het spoor op. Deze geringe vermindering is niet in LARCH te modelleren, maar wordt bij de interpretatie van de resultaten op kwalitatieve wijze besproken.

4.4 Vogels

4.4.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij vogels

Habitatverlies

Van habitatverlies bij vogels kan sprake zijn wanneer broedgebied, foerageergebied of rustgebied verloren gaat door een nieuwe spoorlijn.

Habitatkwaliteit

Geluidsbelasting door treinverkeer kan leiden tot een achteruitgang in het functioneren (dus de kwaliteit) van het habitat. Uit onderzoek blijkt er namelijk een negatieve relatie te bestaan tussen (trein)verkeersgeluid en de draagkracht van een gebied voor vogels (zie het kader: *Effecten van (trein)verkeer op broedvogels*). Met behulp van dosis-effectrelaties kan worden bepaald hoe groot de oppervlakte is die wordt verstoord en wat dit betekent voor de draagkracht van het gebied voor de verschillende vogelsoorten. In een volgende stap kan worden bepaald wat het effect is voor de verschillende vogelsoorten op populatieniveau en netwerk populatieniveau.

Effecten van (trein)verkeer op broedvogels

Van 1992 tot 1996 zijn er verschillende onderzoeken gedaan naar verstoring van verkeer op vogels. Dit onderzoek is vooral gericht geweest op het effect van het gebruik van wegen op broedvogels (Reijnen & Foppen 1994, 1995, 1997; Reijnen *et al.* 1992, 1995, 1996). Naast vele andere verkeersfactoren die een rol kunnen spelen, zoals trillingen, visuele verstoring, sterfte en verontreiniging, zijn er duidelijke aanwijzingen dat geluid de belangrijkste factor is die een effect op de dichtheid van broedvogels veroorzaakt (Reijnen *et al.* 1995). Het is dan ook beter om te spreken over verstoring *met geluid als meest bepalende factor*. Net als bij wegverkeer is het effect van geluid van treinen op vogels onderzocht ('Verstoring weidevogels door treinverkeer', Reijnen *et al.*, in voorbereiding). De voorlopige resultaten wijzen er op dat het effect van treingeluid op weidevogels vergelijkbaar is met het effect van verkeersgeluid op weidevogels. Tevens wordt in het onderzoek aannemelijk gemaakt dat het effect van wegverkeer op bosvogels mag worden geëxtrapoleerd naar treinverkeer op bosvogels. Al eerder werd aannemelijk gemaakt dat het effect bij weidevogels mag worden geëxtrapoleerd naar heidevogels (Reijnen *et al.* 1992). Beide extrapolaties worden in het onderhavige onderzoek toegepast.

Sterfte

Sterfte door botsingen tussen vogels en treinen is een veelvoorkomend verschijnsel, zoals blijkt uit verkennend onderzoek (Knol 1978, Knol 1987, Bergers 1997, Brandjes & Smit 1999). Een systematisch onderzoek naar de omvang van dit verschijnsel en de effecten op populatieniveau is in Nederland echter niet gedaan. Op grond van voorzichtige schattingen is berekend dat in Nederland jaarlijks zeker 2 miljoen vogels omkomen in het wegverkeer (Van den Tempel 1993). Het merendeel van alle verkeersslachtoffers wordt gevormd door in Nederland talrijk voorkomende broedvogels. Gelet op zowel de populatieomvang als het aantal verkeersslachtoffers blijken de meest getroffen en de meest kwetsbare vogelsoorten die soorten te

betreffen, waarvan het menu voor een belangrijk deel uit veldmuizen bestaat. De belangrijkste oorzaak ligt in het feit dat in brede extensief beheerde bermen langs wegen aantrekkelijke foerageermogelijkheden bestaan. Door de geringe populatie-omvang, die onder invloed van natuurlijke factoren al sterk fluctueert, is de kerkuil een van de meest kwetsbare soorten, waarbij het wegverkeer een van de belangrijkste doodsoorzaken vormt en een effect op populatieniveau aannemelijk is. De tellingen in binnen- en buitenland wijzen uit dat kerkuilen en andere uilen ook bij spoorlijnen de belangrijkste slachtoffers onder vogels zijn. Kleine vogels worden wel aangereden, maar weinig als slachtoffer gevonden. Het geringe aantal vondsten kan wijzen op een klein risico, maar kan ook te maken hebben met een grote verdwijnskans (aaseters) of een kleine vindkans. Vrijwel alle voor de Meinweg in de Vogelrichtlijn genoemde soorten, betreffen, afgezien van de wespandief, 'kleine vogels'. Er moet in het kader van het onderhavige onderzoek dan ook worden vastgesteld dat er te weinig bekend is voor het kwantificeren van een eventueel sterfte-effect bij vogels bij reactivering. Aangezien de meeste slachtoffers van treinen echter lijken te vallen in open gebieden en niet in bosgebied, wordt hier aangenomen dat sterfte door botsingen tussen vogels en treinen niet een van de belangrijke effecten van reactivering is op de te onderzoeken soorten.

Barrièrewerking

Spoorlijnen vormen voor zover bekend in Nederland geen barrière voor vogels.

Conclusie

Bij de vogels is een afname van de habitatkwaliteit door verstoring door geluid het meest relevant en enkel dit effect wordt dan ook verder in beschouwing genomen bij het bepalen van de effecten van (re)activering op populatie- en netwerkpopulatieniveau (tabel 4).

Tabel 4. Overzicht van de effecten voor vogels die bij de onderscheiden scenario's kunnen worden verwacht en dientengevolge worden meegenomen bij het bepalen van de effecten op populatie- en netwerkpopulatieniveau. + = mogelijk effect; - = geen effect verwacht.

Effect	historisch tracé, tijdelijke reactivering	Historisch tracé, permanente reactivering, geen geluidschermen	historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	tracévariant A1	tracévariant A2
habitatverlies	-	-	-	-	-
sterfte	-	-	-	-	-
barrièrewerking	-	-	-	-	-
habitatkwaliteit	+	+	+	+	+

4.4.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerkpopulatieniveau

Kwantificering afname habitatkwaliteit

Uit eerder onderzoek is gebleken dat geluid van verkeer boven een bepaalde drempelwaarde leidt tot een afname in de draagkracht van een gebied voor vogels (zie het kader: *Verstoring door geluid*).

Verstoring door geluid

Voorlopige resultaten van onderzoek naar het effect van spoorwegen op broedvogels, laten zien dat geluidsbelasting leidt tot een afname van het aantal broedvogels in het doorsneden gebied. De beschrijving van de effecten van treinverkeer op broedvogels volgt de opzet van het verkeersonderzoek van Reijnen *et al.* (1992, 1995, 1996, in voorbereiding). Deze afname is onderbouwd en gekwantificeerd naar de afstand waarop deze afname plaatsvindt. De drempelwaarde is de geluidsbelasting (dB(A)) waarboven een effect optreedt. De drempelwaarden zijn verschillend voor bosvogels en heidevogels. Ook de vastgestelde afname verschilt bij bos- en heidevogels.

Er bestaat een drempelwaarde voor de gemiddelde soort en een drempelwaarde voor de meest gevoelige soort. Van de meeste geselecteerde soorten is niet bekend hoe gevoelig ze zijn, maar de wielewaal, een soort van prioritair habitat, bleek een van de meest gevoelige soorten te zijn. Gezien het voorzorgbeginsel (zie kader: *Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn*, paragraaf 2.1), wat inhoudt dat zekerheid dient te worden verkregen dat door een plan of project geen significante aantasting optreedt, en omdat de geselecteerde soorten deels model staan voor meerdere vogelsoorten gebonden aan habitat uit de Habitatrichtlijn, is in dit onderzoek uitgegaan van de drempelwaarde voor de meest gevoelige soort.

Een lage dichtheid duidt op een lage kwaliteit, maar dichtheid is hiervoor niet altijd een goede maat. Ze kan tot onderschatting van het effect leiden (Reijnen & Foppen 1994, 1995). Naast de afname in dichtheden, is er tevens sprake van een verminderd broedsucces voor de overblijvende paren. De afname in draagkracht (het maximale aantal broedparen waarmee LARCH rekent) is dus groter dan de berekende draagkrachtreductie. Een onderbouwde reductiewaarde tussen de berekende waarde en 100% is niet beschikbaar. In het onderhavige onderzoek is, gezien het voorzorgbeginsel, uitgegaan van de situatie, dat de vermindering van de draagkracht in de verstoorde zone 100% kan zijn. De gehele verstoorde oppervlakte wordt in dat geval als verloren beschouwd.

Met deze aannames mag gesteld worden dat bij het onderzoek naar afname van habitatkwaliteit bij vogels uitgegaan is van een *worst-case* benadering.

Voor het bepalen van de oppervlakte van de door geluid beïnvloede zone en het draagkrachtverlies is gebruik gemaakt van contourlijnen van het geluidsniveau bij de voor de soortengroep (bosvogels respectievelijk heidevogels) relevante drempelwaarde (tabel 5).

Tabel 5. Gebruikte drempelwaarden per soortengroep.

Bron: Reijnen *et al.* 1997, Reijnen *et al.* in voorbereiding

Soortengroep	Drempelwaarde	Drempelwaarde meest gevoelige soort
Heidevogels	47 dB(A)	45dB(A)
Bosvogels	42 dB(A)	36 dB(A)

De geluidscontouren voor de drempelwaarden zijn berekend door NS Technisch Onderzoek. Voor de tijdelijke situatie is uitgegaan van 15 treinen en voor de permanente situatie van 43 treinen per etmaal in beide richtingen samen met een verdeling over de dag-, avond- en nachtperiode van 42%, 14% en 44%. In de berekeningen is uitgegaan van gemiddeld 25 goederenwagons en twee locomotieven voor elke trein. De snelheid is op het gehele traject 40 kilometer per uur bij tijdelijke reactivering en 80 kilometer per uur bij permanente reactivering. De berekeningen

zijn uitgevoerd conform rekenmethode I uit het 'Reken- en Meetvoorschrift Railverkeerslawaaï 96'. Op plaatsen waar afscherming door heuvels en dergelijke een rol speelt, bijvoorbeeld op plaatsen waar het spoor in een insnijding ligt, is de geluidsbelasting met rekenmethode II berekend. Voor gebieden met bos is een dempingsfactor van 0,05 dB(A) per meter in rekening gebracht over een afstand van maximaal 200 meter. De geluidscontouren bij permanente reactivering van het historisch tracé zijn berekend met en zonder geluidschermen over het gehele tracé. Het betreft schermen met een hoogte van 2 meter op een afstand van 4,5 meter tot het spoor. De waarneemhoogte bedraagt 1 meter boven het maaiveld.

Voor toepassing van het kennissysteem LARCH wordt de draagkracht afgeleid uit de verspreiding van vegetaties en landschapstypen die leefgebied zijn voor de vogelsoort. Elk vegetatietype heeft zijn eigen draagkracht, die wordt uitgedrukt in het aantal reproductieve eenheden (bij vogels zijn dit meestal paren) per hectare (de dichtheid). Voor de bepaling van de draagkracht van de Meinweg voor de vijf vogelsoorten is gebruik gemaakt van een vegetatiekaart van zowel het studiegebied als van een deel van de omgeving in Nederland van de provincie Limburg en van literatuur over de broedvogels van de Meinweg (o.a. Van Asseldonk 1990). De dichtheden zijn afgeleid uit de dichtheden in de LARCH databank (Reijnen *et al.* in druk) voor vergelijkbare begroeiingstypen. De provincie Limburg, afdeling Ruimte en Groen, heeft bovendien digitale verspreidingsgegevens van de vijf soorten beschikbaar gesteld zodat de draagkrachten voor de lokale populaties gecalibreerd konden worden (Van Noorden 1994, 1996).

Voor het beschrijven van de ruimere omgeving is gebruik gemaakt van de begroeiingstypenkaart van Nederland zoals gebruikt in het project LARCH-Vogels Nationaal (Reijnen *et al.* in druk)¹⁰ en literatuur over de broedvogels van de regio (Van Dijk *et al.* 1997, Foppen & Van Seggelen 1995, Hustings *et al.* 1995, Schepers & Van Asseldonk 1989).

Voor het beschrijven van de omgeving van de Meinweg aan de Duitse kant en voor de ruimere omgeving in België is geen goede digitale kaart beschikbaar. Daarom is gebruik gemaakt van de vrij grove CORINE-kaart¹¹ (Heymann *et al.* 1994). De verspreiding van de vijf vogelsoorten in het aangrenzende Duitsland en België is in hoofdlijnen bekend en gepubliceerd (Gabriëls *et al.* 1994, Reyrink 1995, Mildenberger 1982, 1984, Wink 1988, Hubatsch 1996). Bij het Biologisch station Krickbecker Seen zijn bovendien recente aanvullende data opgevraagd.

¹⁰De draagkrachtnormen per begroeiingstype zijn gecalibreerd met behulp van verspreidingsgegevens op nationale schaal en moeten voor toepassing op lokale schaal opnieuw gecalibreerd worden. Daarvoor zijn de verspreidingsdata van de provincie Limburg gebruikt. Voor één soort, de roodborsttapuit, bleek het niet mogelijk het leefgebied met de vegetatiekaart te beschrijven. Voor die soort is de kaart met de lokale populaties op basis van de LARCH-databank aangevuld met de ontbrekende maar bekende lokale populaties.

¹¹Het CORINE-bestand beschrijft ook Nederland, zodat de relatie tussen de begroeiingstypen en de CORINE-typen onderzocht kan worden. Voor een eerste inschatting van de draagkracht die aan de verschillende legenda-eenheden zijn toegekend, zijn de draagkrachtkarten van alle vijf de soorten over de CORINE-kaart heen gelegd. De aldus berekende dichtheden zijn vervolgens waar nodig zo aangepast dat in de omgeving van de Meinweg reële draagkrachtwaarden ontstonden.

Voor het bepalen van de duurzaamheid van de populaties in de Meinweg wordt het studiegebied beschouwd als onderdeel van een netwerk van leefgebieden. De populatie in dit netwerk als geheel kan al of niet duurzaam zijn. De duurzaamheid van een netwerk wordt sterk beïnvloed door het al of niet aanwezig zijn van een sleutelpopulatie. Dit is een lokale populatie van een zodanige omvang dat de kans op lokale extinctie relatief klein is, en er een netto dispersiestroom is in de richting van de overige delen van het netwerk.

In het onderhavige onderzoek gaat het, naast het directe lokale effect, om de vraag of de Meinweg na reactivering een sleutelgebied is en die rol kan blijven vervullen. Voor de beschrijving van het effect op de duurzaamheid is daarom met behulp van het kennisstelsel LARCH de aanwezigheid van sleutelpopulaties en de duurzaamheid van het netwerk, waarvan de Meinweg onderdeel is, zowel voor als na reactivering bepaald.

4.5 Zoogdieren

4.5.1 Inschatting effecten railinfrastructuur bij zoogdieren

Habitatverlies

Habitatverlies is voor de das relevant wanneer sprake is van (grootschalige) aanleg van een nieuwe railverbinding of verbreding van een bestaande spoorlijn binnen een dassenleefgebied. Dit leefgebied kan zowel bestaan uit burchten (bewoond of niet-bewoond) als uit foerageergebied.

Habitatkwaliteit

Bij dassen treedt relatief snel gewenning op aan verkeersgeluid (Neal & Cheeseman 1996). Dit lijkt bij spoorwegen niet anders te zijn, wat wellicht al kan worden opgemaakt uit de aanwezigheid van dassenburchten in het baanlichaam van spoorlijnen. Uit waarnemingen van een burcht in het baanlichaam van de druk bereden spoorlijn London-Hastings (Engeland) bleek dat dassen niet reageerden op de trillingen en het geluid van passerende treinen (Neal & Cheeseman 1996). Uit het voorgaande blijkt al dat informatie over het effect van verstoring door treinverkeer op dassen zich beperkt tot waarnemingen aan individuele dieren en veelal anekdotisch van aard is.

Onverwachte of ongewone geluiden resulteren in een vluchtreactie en eventueel het (permanent) verlaten van de burcht. De sterkste reacties op verstoringen zijn waargenomen op het moment dat de dassen hun burcht willen verlaten (Neal & Cheeseman 1996). Op basis hiervan is de verwachting dat dassen vooral tijdens de aanlegfase van een spoorlijn effect van verstoring door geluid ondervinden, vooral wanneer de bouwwerkzaamheden nabij dassenburchten plaatsvinden, en in veel mindere mate in de gebruiksfase van een spoorlijn.

Sterfte

Hoewel gerichte inventarisaties en monitoringstudies naar sterfte van zoogdieren (inclusief de das) op spoorlijnen in ons land ontbreken, blijkt uit incidentele waarnemingen dat de soort geregeld het slachtoffer wordt van aanrijdingen met

treinverkeer (Van der Grift 1999). In verhouding met de jaarlijkse dassensterfte op wegen lijken de aantallen aangereden dassen op spoorlijnen beperkt (Anoniem 1997). De veel hogere wegendichtheid binnen de dassenleefgebieden vertekent echter het beeld bij een vergelijking van absolute aantallen. Tevens is het aannemelijk dat het aantal slachtoffers onder dassen op spoorlijnen wordt onderschat door de ontoegankelijkheid van spoorterreinen voor het publiek, waardoor aanrijdingen met dassen gemakkelijker onopgemerkt kunnen blijven. Vooral wanneer een spoorlijn burchten van elkaar isoleert die gebruikt worden door dassen van één sociale groep (zie kader: *De das - leefwijze en ecologie*), en daarbij de verbindende paden tussen de burchten doorsnijdt, is de kans op aanrijdingen met dassen groot. In Engeland vinden aanrijdingen met dassen dan ook veelvuldig plaats op min of meer vaste 'oversteekplaatsen', waarbij per jaar meerdere dassen op één locatie de dood kunnen vinden (Neal & Cheeseman 1996).

Spoorlijnen kunnen in sommige opzichten een aantrekkingskracht hebben op dassen. Het baanlichaam of de spoorberm kan een aantrekkelijke corridor vormen tussen verschillende delen van het leefgebied (Müri & Stambach 1991). Aangereden dieren op en langs het spoor zijn een attractieve voedselbron voor de das (Neal & Cheeseman 1996), die op basis van zijn voedselkeuze kan worden gekarakteriseerd als een omnivoor. Dit kan ertoe leiden dat de das tijdens het benutten van deze voedselbron ook zelf slachtoffer wordt. Baanlichamen van spoorlijnen zijn in sommige situaties ook aantrekkelijke plaatsen voor het graven van een burcht (Neal & Cheeseman 1996, Anoniem 1999). Het verlies van dassenleefgebied en natuurlijke burchtlocaties, samen met een toename van het aantal dassen lijken hiervoor de belangrijkste oorzaken te zijn. De kans op aanrijdingen wordt door deze aantrekkingskracht als mogelijke vestigingsplek opnieuw vergroot.

Sterfte bij dassen treft vooral individuen bij hun dagelijkse bewegingen. Sterfte bij dispersie is van een geringere omvang. Zo stelden Müskens & Broekhuizen (1993) vast dat 83% van de dassenslachtoffers door het autoverkeer binnen 1,5 kilometer van de dichtstbijzijnde belopen burcht werd gevonden en 68% binnen 1,5 kilometer van de dichtstbijzijnde hoofdburcht. Nog eens 11% respectievelijk 16% van de slachtoffers werd gevonden op 1,5 - 3,0 kilometer van de dichtstbijzijnde belopen burcht c.q. de dichtstbijzijnde hoofdburcht. Dit houdt in dat het merendeel van de verkeersslachtoffers (94%) naar verwachting gevestigde dieren betreft die zich verplaatsten binnen de grenzen van hun lokale populatie. Lankester *et al.* (1991) toonden aan dat de levensvatbaarheid van dassen in een netwerkpopulatie in belangrijke mate afhankelijk is van de sterfte van adulte dieren (zie ook Verboom 1996).

De das – leefwijze en ecologie

Sociale groepen

Dassen zijn sociale dieren die in groepsverband leven binnen duidelijk afgebakende territoria. De aanleg en het onderhoud van de burchten en het markeren en verdedigen van het territorium zijn verantwoordelijkheden die door de gehele groep worden gedragen. Het aantal dassen in een sociale groep verschilt per groep en per jaar. In Nederland bestaat een groep gemiddeld uit drie tot vier dieren (Wiertz & Vink 1983, Broekhuizen *et al.* 1994). Gewoonlijk neemt per groep één vrouwtje deel aan de voortplanting. In sommige gevallen kan het echter voorkomen dat ook één of meer ondergeschikte vrouwtjes jongen grootbrengen. Dit is mede afhankelijk van de grootte van de sociale groep, de habitatkwaliteit en het aantal bijburchten.

Er is (nagenoeg) geen overlap tussen de leefgebieden van verschillende naast elkaar levende sociale groepen. De meeste dassen blijven hun gehele leven binnen de sociale groep waarin ze geboren zijn. Tussen sociale groepen vindt een beperkte uitwisseling van individuen plaats. Meestal betreft dit tijdelijke bezoeken. Soms is echter sprake van een permanente overgang van een das naar een andere sociale groep (dispersie). Vooral tijdens de paringstijd bezoeken mannelijke dieren naburige sociale groepen, op zoek naar een potentiële partner (Neal & Cheeseman 1996).

Burchten

Dassen leven in burchten. Deze burchten vormen een schuilplaats gedurende de dag en worden gebruikt voor de voortplanting. De grootte van burchten en het aantal ingangen kan sterk wisselen, afhankelijk van de functie en ouderdom van de burcht. Binnen het territorium van een sociale groep zijn in veel gevallen meerdere burchten aanwezig. Deze burchten verschillen in de mate waarin ze door de sociale groep worden gebruikt. Er zijn globaal drie categorieën burchten te onderscheiden, te weten hoofdburcht, bijburcht en vluchtburcht (Neal & Cheeseman 1996). De hoofdburcht is de belangrijkste burcht voor de dassengroep. Gewoonlijk is deze burcht van een behoorlijke omvang, wordt het gehele jaar gebruikt, en fungeert als kraamburcht. Vluchtburchten zijn daarentegen klein, vaak met een eenvoudig, onvertakt tunnelsysteem, en uitsluitend in gebruik als tijdelijke toevlucht voor een individuele das. De bijburchten vormen een tussenvorm. Het zijn burchten van gemiddelde afmetingen die voor langere tijd in gebruik kunnen worden genomen, naast de hoofdburcht. Afhankelijk van de afstand tot de hoofdburcht staan de bijburchten via paden in verbinding met deze hoofdburcht.

Leefgebied

Het leefgebied van de das bestaat uit een variatie van biotopen. De voorkeur gaat uit naar kleinschalige cultuurlandschappen met een mozaïek van akkers, weilanden, heggen, houtwallen en loof- of gemengd bos. Ook vochtige heiden worden door de das benut. Eenvormige naaldbossen en grote, aaneengesloten loofbossen zonder open terreinen worden gemedend. De aanwezigheid van hogere, zandige gronden binnen het leefgebied is van belang voor het graven van de burchten. De lagere gronden worden gebruikt als foerageergebied.

De grootte van het leefgebied van een sociale groep varieert. Bij optimale omstandigheden zijn territoria van minder dan 30 hectare vastgesteld (Neal & Cheeseman 1996). In suboptimale biotopen zijn de territoria groter van omvang. In het Rijk van Nijmegen varieerde de grootte van de dassenterritoria van 120-190 hectare (Vereniging Das en Boom 1981). In Keent, Noord-Brabant, werd de omvang van twee territoria op respectievelijk 200 en 250 hectare geschat (Vink & Van Apeldoorn 1995). In het Gooi varieert de grootte van de leefgebieden tussen 320 en 430 hectare (Wansink 1995). En in een voor dassen marginaal leefgebied in Drenthe is de gemiddelde grootte van het leefgebied circa 500 hectare (Wansink 1992).

Dassen zijn behoorlijk mobiel binnen hun leefgebied. Per nacht bewegen de dieren zich tijdens het voedselzoeken gemiddeld tot circa 1,5 kilometer vanaf de burcht. Wanneer sprake is van min of meer geïsoleerd levende dassen, is deze afstand groter (2-3 kilometer) (Wijngaarden & Van de Peppel 1964, Müskens & Broekhuizen 1993).

Barrièrewerking

Uit het feit dat dassen op spoorlijnen worden aangereden kunnen we afleiden dat spoorlijnen geen grote fysieke barrière vormen, uitgaande van een standaard bouwmethode. Systematisch onderzoek ontbreekt echter. De barrièrewerking van spoorlijnen neemt voor de das in sterke mate toe wanneer (dassenwerende) hekwerken of geluidschermen worden aangelegd. Ook baanconcepten met een verdiepte of verhoogde ligging, waarbij keerwanden in plaats van taluds worden toegepast zijn, wanneer geen voorzieningen worden getroffen, onoverkomelijke obstakels voor de das.

Behalve een barrière als gevolg van de fysieke kenmerken van een spoorlijn, kan het (veelvuldig) gebruik van een spoorlijn er in potentie ook toe leiden dat de spoorlijn door dassen wordt gemedend. Bij autowegen is dit fenomeen vastgesteld: wegen met hoge verkeersintensiteiten weerhouden dassen ervan de weg over te steken, waardoor de uitwisseling tussen sociale groepen afneemt (Clarke *et al.* 1998). Voor spoorlijnen ontbreekt een dergelijk onderzoek en er kan dus niet met zekerheid worden gezegd of een gedragswijziging, en daarmee een verminderde uitwisseling, optreedt.

Conclusie

Voor de das zijn zowel het sterfte-effect als eventueel habitatverlies relevant. Deze effecten worden dan ook meegenomen bij het bepalen van de effecten op populatie- en netwerkpopulatie-niveau. Barrièrewerking wordt enkel in beschouwing genomen in het geval van afscherming van de spoorlijn door bijvoorbeeld geluidschermen (tabel 6).

Tabel 6. Overzicht van de effecten voor de das die bij de onderscheiden scenario's worden verwacht en dientengevolge worden meegenomen bij het bepalen van de effecten op populatie- en netwerkpopulatie-niveau. + = mogelijk effect; - = geen effect verwacht.

Effect	historisch tracé, tijdelijke reactivering	historisch tracé, permanente reactivering, geen geluidschermen	historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	tracévariant A1	tracévariant A2
habitatverlies	-	-	-	+	+
sterfte	+	+	-	+	+
barrièrewerking	-	-	+	-	-
verstoring	onbekend	onbekend	onbekend	onbekend	onbekend

4.5.2 Methodiek ter bepaling situatie op populatie- en netwerkpopulatie-niveau

Dassenleefgebied

Het actuele dassenleefgebied is schematisch in kaart gebracht met behulp van gegevens over de verspreiding en status van burchten (zie ook het kader: *De das - leefwijze en ecologie*). Rond iedere *belopen* en *niet-belopen* burcht, hetzij hoofdburcht, bijburcht of vluchtburcht, is hiertoe een cirkelvormig leefgebied (straal = 800 meter) van 200 hectare geprojecteerd. De niet-belopen burchten zijn bij de bepaling van het

leefgebied betrokken omdat deze, hoewel niet bewoond op het moment van de burchtinventarisatie, in de meeste gevallen wel (potentieel) leefgebied indiceren. Door de niet-belopen burchten te betrekken wordt rekening gehouden met het afwisselend bewoond en onbewoond raken van (delen van het) leefgebied.

Hoewel een cirkelvormige projectie van leefgebied een versimpeling vormt van de werkelijkheid, stemt dit toch in redelijke mate overeen met de veldkennis over vorm en grootte van dassenterritoria. Dassenburchten bevinden zich meestal centraal in het leefgebied van een sociale groep, waardoor een zo efficiënt mogelijk gebruik van de rond de burcht gelegen foerageergebieden wordt bewerkstelligd (Neal & Cheeseman 1996). Territoriale grenzen tussen twee sociale groepen liggen meestal halverwege de afstand tussen twee naburige hoofdburchten. Voor hoofdburchten op de Veluwe, in Drenthe en die rond Nijmegen en Staphorst is de afstand tussen twee hoofdburchten in 50% van de gevallen circa 1600 meter (Van Apeldoorn *et al.* 1997).

De leefgebieden in het studiegebied zijn naar verwachting min of meer vergelijkbaar met de dassenleefgebieden in Noord-Limburg: gebieden met veel afwisseling van akkers, weiland, bosjes en lijnvormige landschapselementen, op de overgang van de laaggelegen gronden langs de Maas en de hogere gronden langs de Duitse grens. In Noord-Limburg kennen de leefgebieden een omvang die varieert van 130-190 hectare (Vereniging Das & Boom 1981). Dit vormt een verdere onderbouwing om in deze studie uit te gaan van leefgebieden van circa 200 hectare.

De kartering van het leefgebied is niet beperkt tot het nationale park De Meinweg zelf. Uitwisselingen tussen de verschillende sociale groepen en (lokale) dassenpopulaties, binnen en buiten de Meinweg, maakt dat bij de effectbeschrijving de dassen in het nationale park niet los kunnen worden gezien van dassen in naburige leefgebieden. Daarom zijn ook de leefgebieden van dassen buiten de grenzen van het nationale park in beeld gebracht. De burchtgegevens zijn afkomstig van een, tussen 1998 en 2000 uitgevoerde, inventarisatie (Anoniem 1999), in combinatie met gegevens van de in 1993 gehouden dassencensus (een vijfjaarlijkse telling van dassenburchten) (Ministerie LNV 1993) en informatie van gebiedsdeskundigen.

Structuur netwerkpopulatie

Met de leefgebiedenkaart als basis wordt de ruimtelijke structuur van de Midden-Limburgse dassenpopulatie onderzocht. Hiertoe worden de lokale populaties en netwerkpopulaties in beeld gebracht. Een lokale populatie wordt onderscheiden wanneer de te overbruggen afstand tussen twee actuele dassenleefgebieden meer dan 1000 meter bedraagt. Netwerkpopulaties worden onderscheiden wanneer de afstand tussen twee lokale populaties groter is dan 10 kilometer. De Maas wordt bij de analyse als 'harde' netwerkgrens gezien.

Dassen zijn behoorlijk mobiel binnen hun leefgebied. Per nacht bewegen de dieren zich tijdens het voedsel zoeken tot zo'n 1,5 kilometer vanaf de burcht (Muskens & Broekhuizen 1993). Grotere afstanden zijn voor dassen overbrugbaar, maar worden niet dagelijks afgelegd. Een afstand van 1800 meter (800 meter tot aan de grens van het leefgebied van een sociale groep en vervolgens 1000 meter tot aan de grens van

het leefgebied van een naburige sociale groep) lijkt daarmee een redelijke maat om lokale populaties te onderscheiden. Incidenteel worden door dassen tochten buiten het oorspronkelijke leefgebied gemaakt, waarbij niet meer naar het leefgebied wordt teruggekeerd. Er zijn weinig gegevens over de frequentie waarin deze dispersie optreedt en de afstanden die daarbij worden afgelegd. Een studie naar de verplaatsing van uitgezette dassen liet een hemelsbrede verplaatsing van 5,1 kilometer respectievelijk 9,1 kilometer zien (Broekhuizen *et al.* 1986). Verplaatsingen over grotere afstanden komen zeker voor (10 tot 30 kilometer), maar vormen in Nederland waarschijnlijk een uitzondering, mede door de aanwezigheid van barrières in de vorm van onder andere bebouwing en infrastructuur, waardoor de dispersieafstand in de meeste gevallen aanzienlijk geringer zal zijn.

Voor iedere onderscheiden lokale populatie wordt de draagkracht bepaald, uitgedrukt in het aantal reproductieve eenheden (RE). Eén kraamburcht wordt daarbij gelijkgesteld aan 1 reproductieve eenheid. Het aantal lege plekken binnen de lokale populatie wordt vastgesteld op basis van de verhouding tussen bewoonde en onbewoonde hoofd- en bijburchten, uitgedrukt in een percentage. Dit percentage wordt per lokale populatie omgezet in het aantal reproductieve eenheden en toegevoegd aan de schatting van de draagkracht van de betreffende lokale populatie.

Kwantificering habitatverlies

Het habitatverlies wordt gekwantificeerd in termen van oppervlakte verloren habitat. Hiervoor wordt per variant de lengte van de doorsnijding van geschikt dassenleefgebied bepaald en gecombineerd met de breedte van spoor- en bouwzone die op 40 meter is gesteld. Tevens wordt op basis van de globale ligging van de tracés het aantal doorsneden burchten geschat. De omvang van het habitatverlies, zowel in de vorm van verlies aan foerageergebied als verlies van burchten, wordt vertaald naar verlies aan draagkracht van de doorsneden lokale populatie(s), uitgedrukt in verlies aan reproductieve eenheden.

Kwantificering sterfte

Om het sterfte-effect van reactivering van de 'IJzeren Rijn' te kwantificeren is een schatting gemaakt van het aantal te verwachten aanrijdingen tussen treinen en dassen per kilometer spoor per jaar. Dit sterftecijfer is bepaald op basis van gegevens over aanrijdingen met dassen op een vergelijkbare spoorlijn. Het betreft de spoorlijn Roermond-Reuver (km 48.0-58.0), die evenals de 'IJzeren Rijn' enkelsporig is, niet-geëlektrificeerd en een belangrijk Midden-Limburgs dassenbiotoop doorsnijdt. De gebruikte slachtoffergegevens van dit spoortraject betreffen aangereden dassen in de periode 1995-1999 (bron: Vereniging Das & Boom). Gecorrigeerd naar een verschil in spoorgebruik, waarbij sterfte door aanrijdingen rechtevenredig is verondersteld met een toename van het aantal passerende treinen (Bergers 1997), levert dit 0,08 aanrijdingen met dassen per kilometer per jaar in de situatie van tijdelijke reactivering en 0,23 aanrijdingen per kilometer per jaar ingeval de 'IJzeren Rijn' permanent in gebruik wordt genomen.

Per variant is de lengte van het spoortracé bepaald dat binnen het leefgebied van een lokale populatie valt. De lengte van een doorsnijding in combinatie met de bepaalde

sterftecijfers voor tijdelijke en permanente (re)activering resulteert in een schatting van het aantal dassen dat binnen het leefgebied van een lokale populatie per jaar het slachtoffer wordt van aanrijdingen met het treinverkeer.

Kwantificering barrièrewerking

Bij de effectbeschrijving wordt ervan uitgegaan dat uitsluitend bij de plaatsing van geluidschermen sprake is van een (fysieke) barrièrewerking van de spoorlijn voor dassen. De barrièrewerking van de geluidschermen wordt hierbij absoluut verondersteld: de uitwisseling tussen dassengroepen ten noorden en ten zuiden van de spoorlijn wordt door de geluidwerende voorzieningen volledig belemmerd. Hierbij wordt geen rekening gehouden met eventuele onderbrekingen van de geluidschermen ter plaatse van gelijkvloerse spoorwegovergangen. Uitgangspunt is dat ook op deze locaties het passeren van het spoor door dassen wordt belemmerd, bijvoorbeeld door het plaatsen van wildroosters. Dit om enerzijds aanrijdingen ter plaatse van de spoorwegovergangen te voorkomen, anderzijds het tussen de geluidschermen verzeild raken van dassen (met een hoog risico te worden aangereden) tegen te gaan. Op basis van deze uitgangspunten wordt in beeld gebracht welke gevolgen de barrièrewerking heeft op de structuur en duurzaamheid van zowel de lokale- als netwerkpopulatie.

5 Resultaten

5.1 Inleiding

In het voorliggende hoofdstuk wordt allereerst de referentie uitgewerkt waartegen toetsing van (re)activering plaatsvindt. De referentie bestaat uit de huidige situatie van de onderzochte soorten en op meer globale wijze de situatie bij autonome ontwikkeling c.q. na uitvoering van de vigerende natuurontwikkelingsplannen.

Vervolgens wordt nagegaan hoe de situatie wijzigt bij de verschillende scenario's van (re)activering.

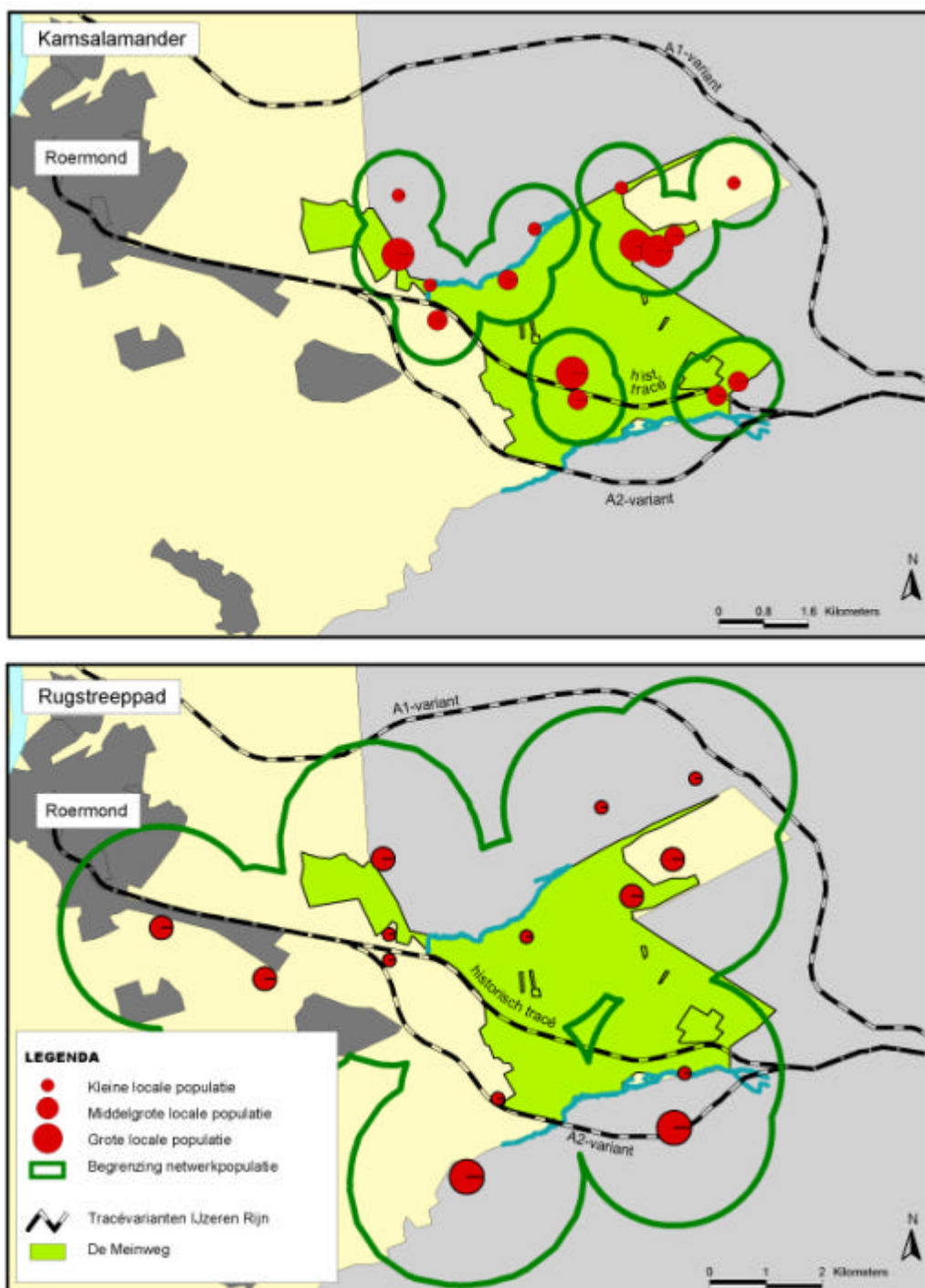
5.2 Huidige situatie per diergroep

5.2.1 Amfibieën

Hoewel het spoor niet in gebruik is, is er sprake van enige barrièrewerking voor beide amfibieënsoorten.

In de huidige situatie zijn er in en rondom de Meinweg 15 lokale populaties van de kamsalamander (figuur 5). In de Meinweg liggen 4 grote populaties, 5 middelgrote populaties en 3 kleine populaties. Verder liggen op korte afstand 1 middelgrote populatie en 2 kleine populaties buiten de Meinweg. De ruimtelijke samenhang tussen de lokale populaties van de kamsalamander is zo gering dat er sprake is van vier afzonderlijke netwerkpulaties. De duurzaamheid van de populatie kamsalamanders in de Meinweg wordt vooral bepaald door de netwerkpulatie in het noordoosten van het gebied.

Het netwerk van de mobielere rugstreeppad spreidt zich uit over een groter gebied. Er is sprake van één netwerkpulatie van 14 lokale populaties, waarvan circa 50% buiten de Meinweg ligt (figuur 5). Twee zeer grote populaties van de rugstreeppad liggen ten zuiden van de Meinweg op Duits grondgebied. Deze populaties dragen in belangrijke mate bij aan de duurzaamheid van de netwerkpulatie waar de Meinweg onderdeel van uitmaakt.



Figuur 5. Lokale populaties en netwerkpulaties van de kamsalamander en de rugstreeppad.

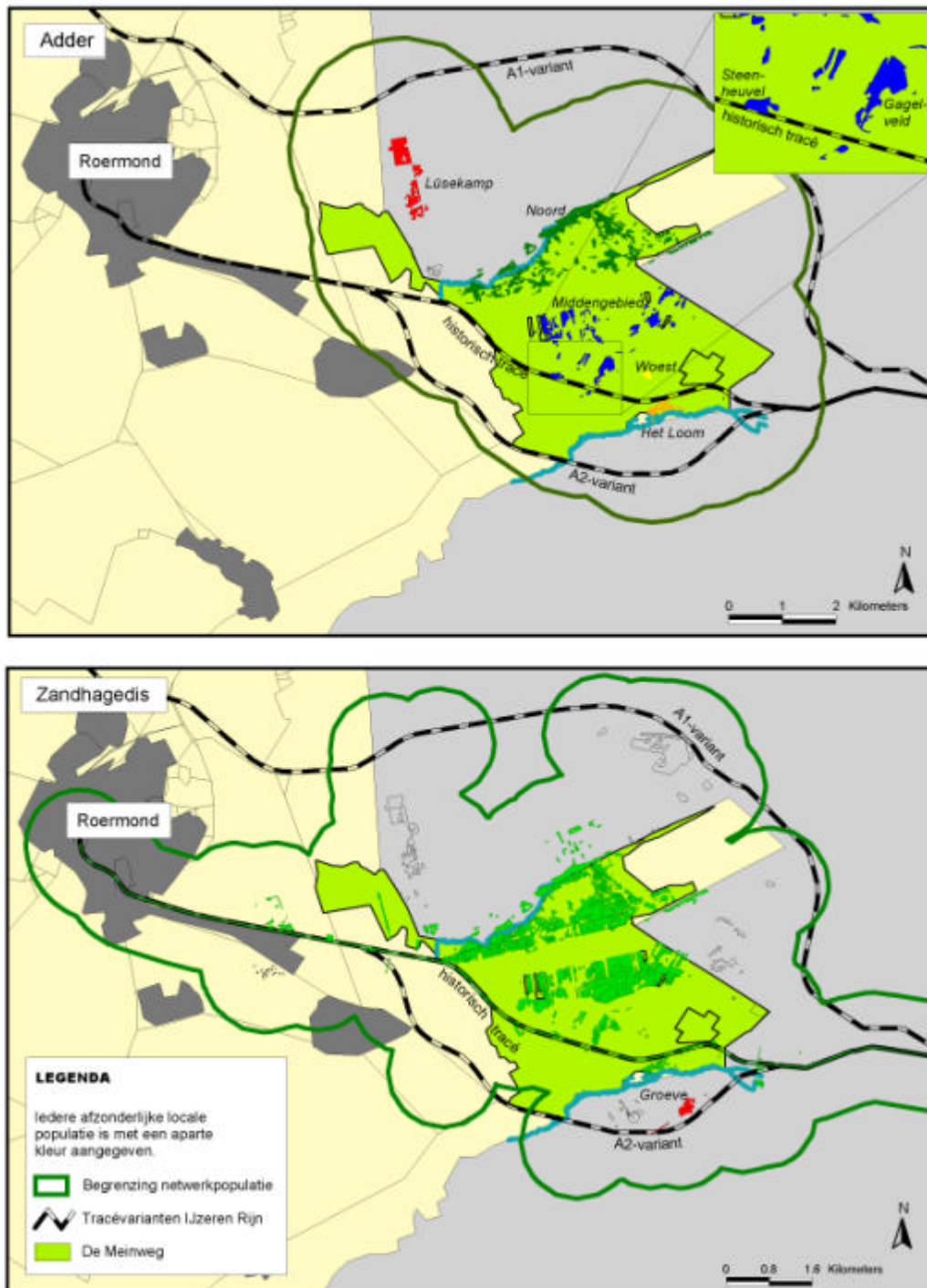
5.2.2 Reptielen

Op enkele kleine gebieden na, blijkt voor zowel de adder als de zandhagedis alle habitat in de Meinweg en omgeving onderdeel van één groot netwerk te zijn (figuur 6).

Voor de adder is een aantal afzonderlijke lokale populaties te onderscheiden waarvan de belangrijkste in figuur 6 aangegeven zijn. De populatie 'Noord' is daarvan verreweg de belangrijkste. Deze lokale populatie is zonder de andere delen van het netwerk nog duurzaam. De populatie 'Middengebied' omvat een groot aantal potentiële habitatplekken die door hun meest matige kwaliteit doorgaans slecht bezet zijn. Uitzonderingen daarop zijn de locaties Steenheuvel en Gagelveld die beide enkele tientallen dieren huisvesten. De adderpopulatie op de Meinweg is de laatste decennia duidelijk achteruitgegaan (Lenders *et al.* 1999). Een belangrijke oorzaak is waarschijnlijk verdroging, waarvan de effecten in het relatief droge 'Middengebied' het duidelijkst merkbaar zijn. Met name de deelpopulatie in Gagelveld en de lokale populatie in Woest zijn de laatste decennia sterk achteruitgegaan (A.J.W. Lenders, mondelinge mededeling). De enige lokale populatie ten zuiden van het historisch tracé, met een kern bij Het Loom (figuur 6), ligt op relatief grote afstand van zowel Woest als 'Middengebied' en is daardoor slechts zwak met beide verbonden. Door de achteruitgang van de laatste twee is de mate van uitwisseling tussen deze drie lokale populaties momenteel waarschijnlijk gering. Voor de adder is de totale netwerkpopulatie volgens de LARCH resultaten zwak duurzaam (zie kader: LARCH.)

Omdat de zandhagedis een grotere oppervlakte aan habitat in het gebied heeft en daarin ook nog hoge dichtheden bereikt, is de netwerkpopulatie van deze soort volgens LARCH sterk duurzaam. Omdat de spoorlijn een belangrijk verbindend element vormt, behoort vrijwel alle habitat in de Meinweg zelf tot dezelfde lokale populatie (figuur 6). Habitatdelen buiten de Meinweg zijn vaak slecht met deze grote lokale populatie verbonden. Aangezien het habitat in deze delen in de periferie meestal van zeer marginale kwaliteit is, dragen zij nauwelijks bij aan de totale duurzaamheid van het netwerk. Een uitzondering hierop vormt de lokale populatie Groeve aan de uiterste zuidrand op Duits grondgebied. Deze is voldoende groot om op zichzelf staand zwak duurzaam te zijn. Ook deze lokale populatie is echter relatief zwak met de rest van het netwerk verbonden, en in vergelijking met de lokale populatie op de Meinweg zelf te klein om de duurzaamheid van de hele netwerkpopulatie wezenlijk te beïnvloeden.

De conclusie dat het habitat van de zandhagedis één netwerk vormt, achten wij ook van toepassing op de gladde slang. De soort wordt zowel ten noorden als ten zuiden van de spoorlijn in de geschikte gebieden regelmatig waargenomen. De dichtheid wordt echter duidelijk minder hoog ingeschat dan van de adder (mondelinge mededeling A.J.W. Lenders). De totale hoeveelheid habitat voor de gladde slang is echter veel groter dan voor de adder, waardoor de draagkracht toch in dezelfde orde van grootte zou kunnen liggen. Op grond hiervan wordt aangenomen dat de gladde slang nog zwak duurzaam in het gebied aanwezig is.



Figuur 6. Lokale populaties en netwerkpopulaties adder en zandhagedis.

5.2.3 Vogels

Voor alle vogelsoorten geldt dat de populaties in de huidige situatie sterk duurzaam zijn. Alle soorten hebben een netwerk op regionale of nationale schaal (tabel 7).

Er zijn drie indicatorsoorten waarvoor de Meinweg onderdeel is van een sleutelpopulatie (zie kader: *LARCH*, paragraaf 4.3.2). Bij de onderzochte bosvogels, wielewaal en zwarte specht, is de Meinweg onderdeel van een aaneengesloten populatie op nationale schaal. Voor de soorten van vochtige en droge heide: de blauwborst en de roodborsttapuit, heeft de lokale populatie onvoldoende omvang en samenhang met de omgeving van de Meinweg om (onderdeel van) een sleutelpopulatie te zijn. Deze populaties zijn dus relatief kwetsbaar maar de kans op uitsterven op lange termijn is gering, omdat ze onderdeel zijn van een duurzame netwerkpopulatie. Voor de nachtzwaluw is sprake van een grote samenhangende lokale populatie die zich uitstrekt over het gehele Natuurpark Maas-Swalm-Nette (figuur 7).

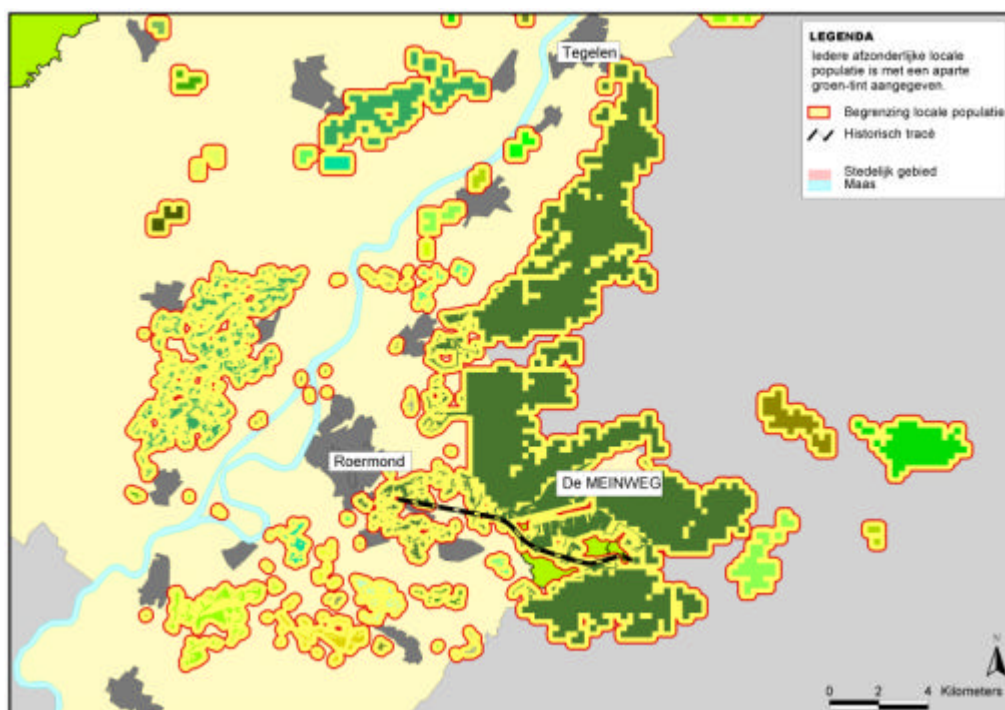
Tabel 7. Omvang van de lokale populaties en netwerkpopulaties van de indicatorsoorten.

Soort(groep)	Populatie in de Meinweg	Lokale populatie			Netwerkpopulatie	
		schaal	omvang*	De Meinweg sleutel-populatie?	schaal	omvang
Heidevogels						
blauwborst	5-15 paren	lokaal**	5-15	nee	regionaal	2000
nachtzwaluw	20-30 paren	regionaal	95	ja***	regionaal	5000
roodborst-tapuit	20-30 paren	lokaal**	20-30	nee	regionaal	5000
Bosvogels						
wielewaal	2-4 paren	nationaal	>10000	ja***	inter-nationaal	>10000
zwarte specht	10-15 paren	nationaal	>5000	ja***	inter-nationaal	>10000

* De omvang van de populaties in *LARCH* wordt gemeten in *RE* (reproductieve eenheden), bij deze vogels zijn dat territoria van paren.

** De lokale populatie strekt zich uit binnen de Meinweg of tot net daarbuiten.

*** De Meinweg is voor deze soorten onderdeel van een sleutelpopulatie. De Meinweg alleen vormt geen sleutelpopulatie.



Figuur 7. Ligging van de sleutelpopulatie van de nachtzwaluw in het netwerk.

5.2.4 Zoogdieren

De Meinweg vormt voor de das geen optimaal habitat. De droge, weinig voedselrijke zandgronden met grote oppervlakten aaneengesloten (naald-)bos maken het reservaat tot een marginaal dassenleefgebied. Dassen zijn dan ook vooral te verwachten in de periferie van de Meinweg, waar het bos-heidegebied overgaat in een kleinschalig agrarisch landschap met voedselrijkere foerageergronden. Behalve habitat heeft de Meinweg echter naar verwachting een belangrijke verbindende functie tussen dassengroepen van respectievelijk het Roerdal en het Swalmdal. De stedelijke uitbreidingen tussen Roermond en Herkenbosch in de vorm van woon- en industriebebouwing bemoeilijken de uitwisseling tussen genoemde dassengroepen steeds meer. Met uitzondering van een (geplande) smalle ecologische corridor over bedrijventerrein Herkenbosch tussen de Melickerheide en Breidberg (Bureau Natuurbalans 2000), zijn er voor de das geen uitwisselingsmogelijkheden tot aan de westgrens van het Meinweggebied. Het westelijk deel van de Meinweg (Luzenkamp, Melickerven, Herkenboscherven) neemt hierdoor in belangrijkheid toe als (potentiële) noord-zuid corridor.

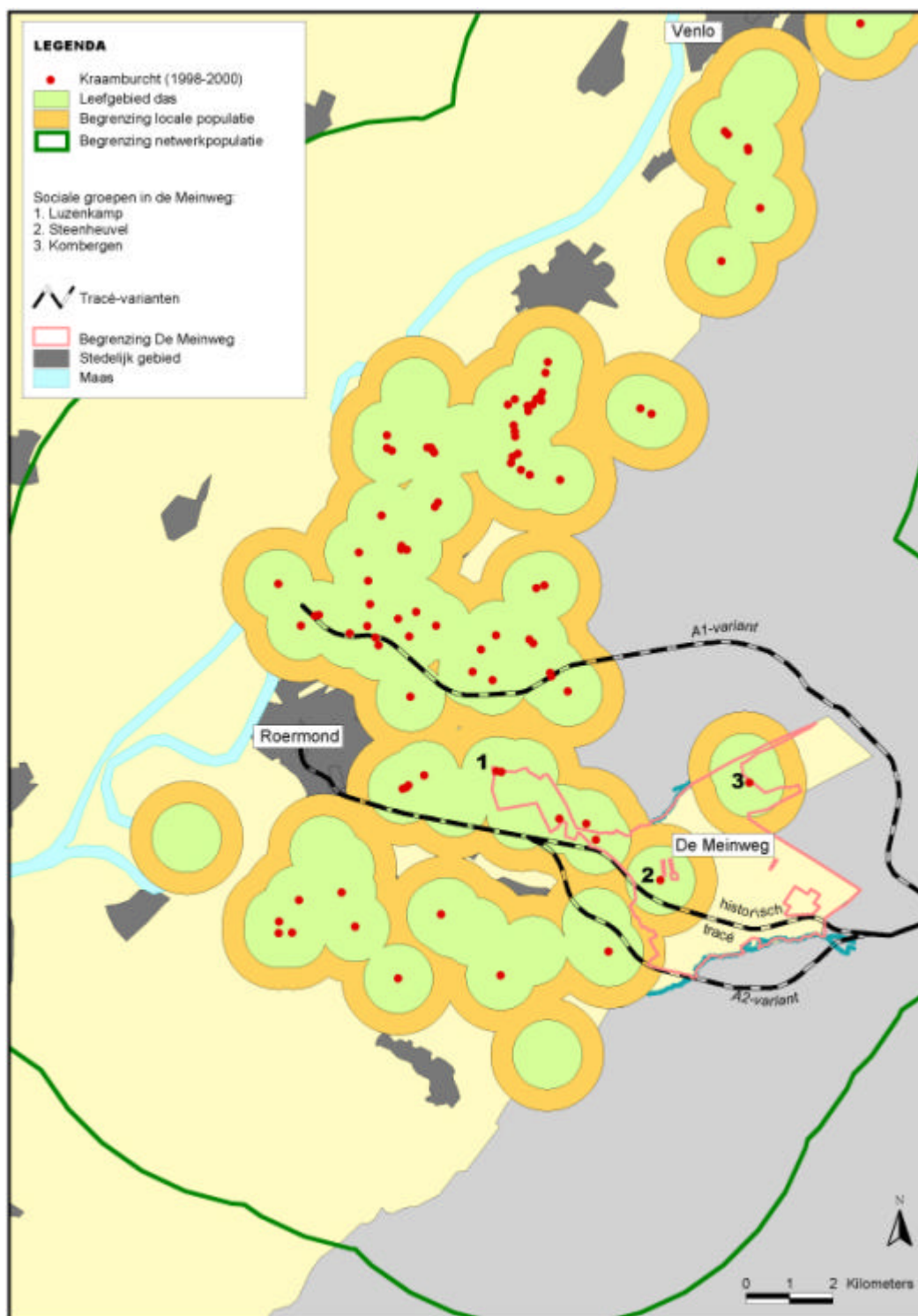
De das was tot in de zestiger jaren een vaste bewoner van de Meinweg, met een bewoonde burcht bij Kombergen (figuur 8; Van Wijngaarden & Van de Peppel 1964, Anoniem 1988). Ook op Duits grondgebied kwam de das in die tijd nog veelvuldig voor (Van Wijngaarden & Van de Peppel 1964). In het kader van de

vossenbestrijding is eind jaren zestig deze burcht vergast. De soort verdween hierdoor als bewoner uit de Meinweg (Staatsbosbeheer, niet gepubliceerd). In de jaren zeventig en tachtig werden nog wel incidenteel dassen in het gebied waargenomen (Lenders 1982, Anoniem 1988). Herkolonisatie van het gebied trad echter niet spontaan op. Het verdwijnen van graslanden waarop de dassen foerageerden is hier wellicht mede de oorzaak van. In 1990 is in overleg tussen Staatsbosbeheer en Vereniging Das & Boom besloten de das in de Meinweg te herintroduceren. Op 27 november 1990 werden drie dassen uitgezet op de voormalige burcht bij Kombergen. Na een periode van gewenning binnen een afrastering werd de dieren eind februari 1991 de vrijheid gegeven. De betreffende burcht is nog steeds bewoond.

In de Meinweg zijn drie bewoonde hoofdburchten aanwezig (figuur 8). Twee daarvan liggen aan de rand van het gebied. Het betreft een burcht in de Luzenkamp, in het uiterste noordwesten van de Meinweg, en de burcht in Kombergen, nabij de voormalige Staatsmijn Beatrix. Beide burchten bevinden zich op de overgang van het bosgebied en de aanliggende agrarische gronden. De derde hoofdburcht is aangetroffen in bosgebied Steenheuvel, op korte afstand van de centraal in de Meinweg gelegen heidevelden en een aantal kleine (voormalige) graslandpercelen die dit deel van het gebied een opener karakter geven. De hoofdburchten bevinden zich op circa 1,2 op 3 en op 0,5 kilometer vanaf het historisch tracé.

De dassen van de Luzenkamp en Steenheuvel behoren tot dezelfde lokale populatie, die zich uitstrekt van het Roerdal ten zuiden van Herkenbosch tot de bebouwing van Reuver. Het is daarmee de grootste lokale populatie van Midden-Limburg, die binnen de netwerkpopulatie naar verwachting als sleutelpopulatie fungeert (zie figuur 8). Deze lokale populatie heeft naar schatting een draagkracht van 36 reproductieve eenheden. Slechts 10% hiervan wordt gevormd door habitatplekken in het habitatnetwerk die (tijdelijk) niet bezet zijn. De dichtheid van dassen benadert daarmee de maximale draagkracht van het leefgebied binnen de netwerkpopulatie. De dassen van Kombergen vormen een min of meer geïsoleerde groep die op basis van de afstand tot het dichtstbijzijnde leefgebied van een buurgroep als aparte lokale populatie kan worden gezien. De dassengroep van Kombergen staat wellicht in verbinding met dassengroepen in Duitsland. Hierover ontbreekt echter informatie. De draagkracht van deze lokale populatie wordt op 1 reproductieve eenheid geschat.

De twee lokale populaties waar de dassen in de Meinweg deel van uitmaken behoren in de huidige situatie tot één netwerkpopulatie die zich uitstrekt van het Roerdal ten zuiden van Roermond tot aan de omgeving van Gennip. Deze netwerkpopulatie omvat 9 lokale populaties. Door de aanwezigheid van de genoemde sleutelpopulatie wordt de netwerkpopulatie als geheel duurzaam verondersteld. De omvang van het merendeel van de lokale populaties is echter gering (5 en 2 lokale populaties, bestaande uit respectievelijk circa 1 en 4 reproductieve eenheden), waardoor de gevoeligheid voor (lokaal) uitsterven groot is.



Figuur 8. Dassenleefgebied en structuur dassenpopulatie Midden-Limburg.

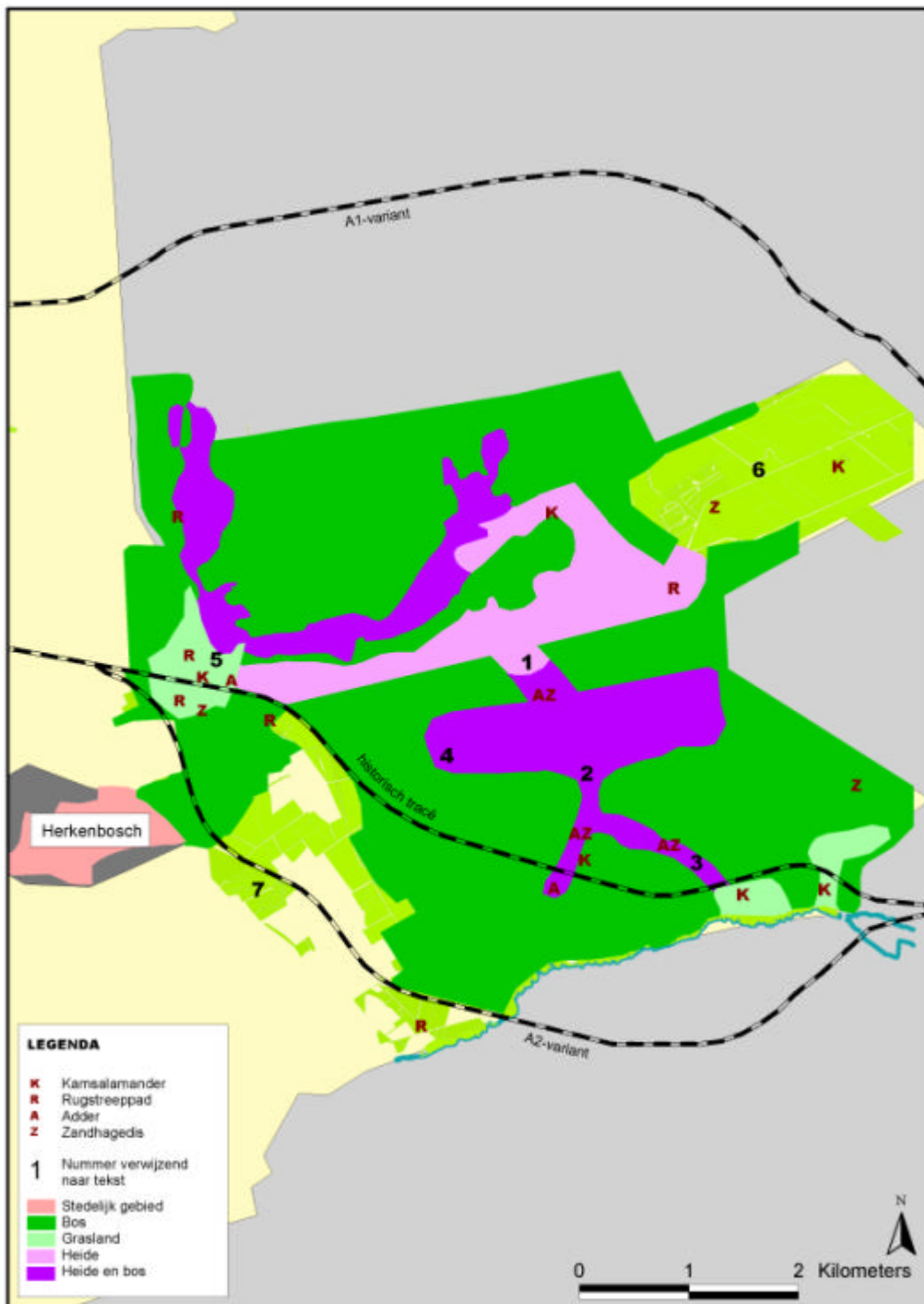
5.3 Autonome ontwikkeling en effect op de fauna

5.3.1 Autonome ontwikkeling

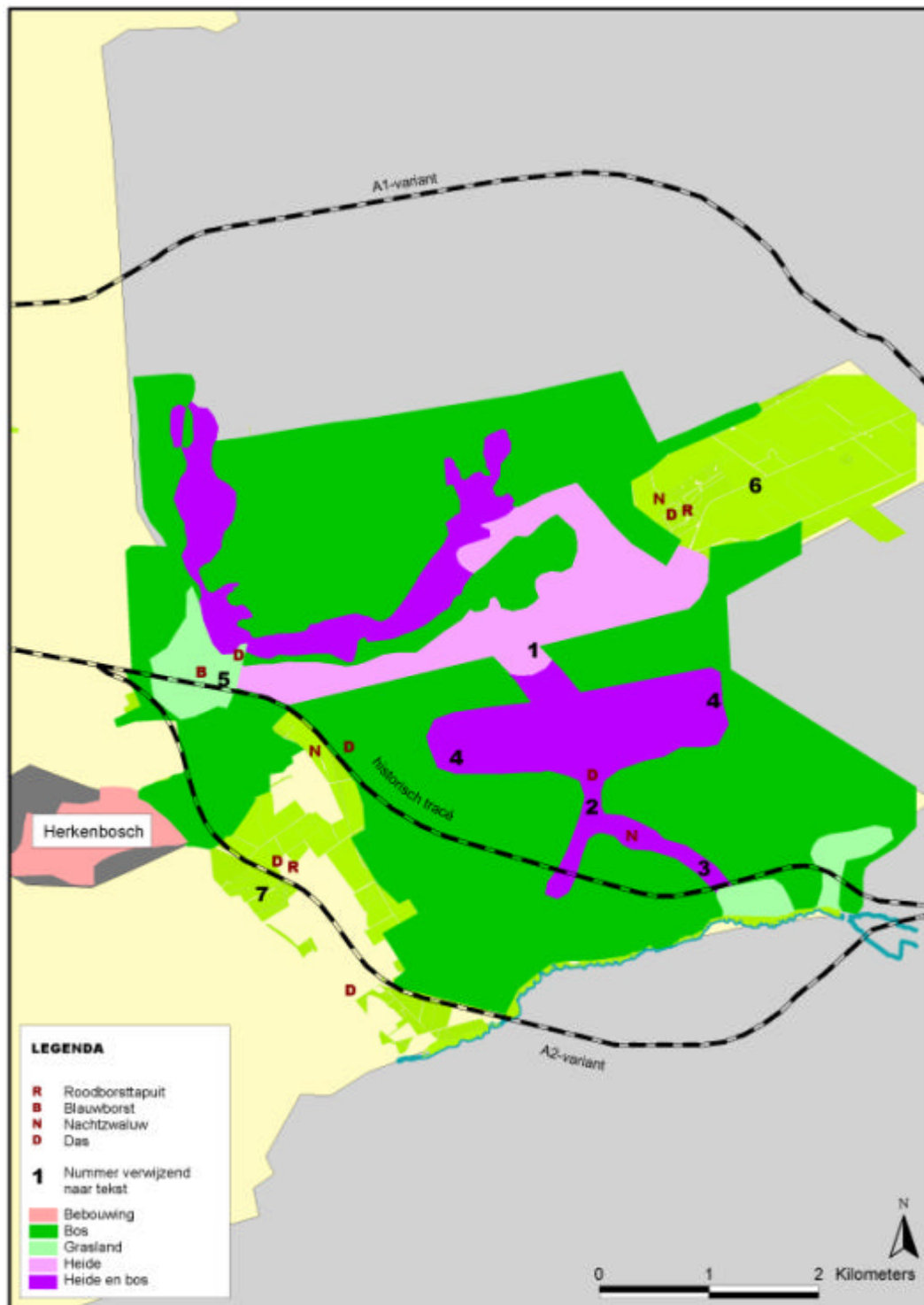
Staatsbosbeheer stelt als beheerder van het nationale park om de tien jaar een beheer- en inrichtingsplan op (Anoniem 1988). Op dit moment wordt gewerkt aan een nieuwe versie van dit plan met een tijdshorizon tot 2010. Een concrete doorkijk naar een verdere toekomst is nog niet gegeven. In de figuren 9 en 10 zijn de relevante ontwikkelingen weergegeven voor de onderzochte soorten in het onderhavige onderzoek. De nummering in de figuren correspondeert met de nummering in onderstaande beschrijving.

Net als in de bestaande inrichtingsplannen wordt het streven in de komende tien jaren de heidevelden onderling te verbinden door het kappen van bos (1). Dit heeft voor een deel al plaatsgevonden ten oosten van het Pompstation en tussen het heideveld Op den Bosch langs de spoorlijn en de heidevelden ten noorden daarvan (2). In de toekomst wordt een tweede verbinding gemaakt over de Meinweg meer naar het oosten. Daarbij wordt de verbinding bij Op den Bosch verwijd en wordt langs en over de spoorlijn een verbinding gelegd met het heide en schraalgraslandgebied Het Loom en Crayhof ten zuiden van de spoorlijn (3). Ook zullen de heidegebieden in het deelgebied Lange Luier uitgebreid worden naar het westen en oosten, in de vorm van een mozaïek van heide, schraalgrasland en bosjes (4). In totaal gaat het om een uitbreiding van het heideareaal met enkele tientallen hectaren. De verbindingen worden noodzakelijk geacht voor het vergroten van de duurzaamheid van nu versnipperde populaties van aan heide gebonden soorten.

Een andere belangrijke ontwikkeling is het herstel van het Melickerven en Herkenboscherven (5). Ongeveer een kwart van dit gebied is al verworven en in beheer bij Staatsbosbeheer. De rest van het gebied ligt in het nationale park en is in provinciale beleidsplannen aangewezen als toekomstig natuurreservaat. Buiten de huidige grenzen van het nationale park vinden ook belangrijke ontwikkelingen plaats. In aansluiting op het park wil de provincie enkele honderden hectaren natuurontwikkelingsgebied realiseren ten oosten van de voormalige Staatsmijn Beatrix (6) en ten zuidwesten tientallen hectaren reservaat- en beheersgebied rondom het natuurgebied de Turfkoelen tot en met de oeverlanden van de Roer (7). In de bossen wordt overgegaan naar geïntegreerd bosbeheer, waarbij de aandacht meer dan voorheen uitgaat naar inheemse boomsoorten, mengingen, dood hout en open plekken.



Figuur 9. Relevante ontwikkelingen in de Meinweg voor de onderzochte amfibieën en reptielen.



Figuur 10. Relevante ontwikkelingen in de Meinweg voor de onderzochte vogels en zoogdieren.

Effect autonome ontwikkeling op amfibieën

De geplande natuurontwikkeling heeft een uitbreiding van het habitat voor amfibieën tot gevolg. Er zullen zowel voor de rugstreeppad als voor de kamsalamander nieuwe leefgebieden ontstaan en bovendien zal de ruimtelijke samenhang binnen het netwerk verbeteren. Het huidige netwerk van de kamsalamander is onvoldoende verbonden en de overleving van de kamsalamander berust vooral op de populaties in het noordoosten van de Meinweg. Uitbreiding van het netwerk met nieuwe populaties en een verbetering van de ruimtelijke samenhang zullen de duurzaamheid van de kamsalamander in de Meinweg aanzienlijk verbeteren. Ook voor de rugstreeppad zal de natuurontwikkeling de duurzaamheid van het netwerk vergroten.

Effect autonome ontwikkeling op reptielen

Voor de reptielen zullen de bestaande plannen voor de Meinweg en de directe omgeving leiden tot een sterke vooruitgang. Met name voor de zandhagedis zal in de randgebieden extra habitat ontstaan waardoor de structuur van de hele netwerkpopulatie verbetert. Binnen de Meinweg zal het verbinden van de verschillende heideterreinen leiden tot een uitbreiding van habitat en een versterking van de ruimtelijke samenhang. Vooral voor de, op dit moment slecht verbonden, terreinen in de periferie zal dit resulteren in een sterke verbetering van de overlevingskansen van de reptielenpopulaties. Dit zal met name gelden voor de leefgebieden van de adder en de gladde slang ten zuiden van het historisch tracé. Deze worden door de geplande aanleg van een corridor veel beter met de ten noorden van het tracé liggende delen van de netwerken verbonden. Op dit moment zijn tevens een aantal beheersmaatregelen (met name begrazing) in uitvoering die ten doel hebben om op termijn de kwaliteit van het huidige habitatareaal te verbeteren. Verwacht mag worden dat deze maatregelen tegen 2010 effect hebben gesorteerd. Van alle maatregelen tezamen mag worden verwacht dat de gemiddelde dichtheden van alle reptielensoorten toe zullen nemen, dat een aanzienlijke uitbreiding van habitat plaatsvindt en dat de ruimtelijke samenhang van netwerkdelen aanzienlijk toeneemt. Dit zal resulteren in aanmerkelijk grotere populaties en een sterk verhoogde duurzaamheid.

Effect autonome ontwikkeling op vogels

Door doelgericht natuurbeheer en natuurontwikkeling op landbouwgrond binnen en aansluitend op de Meinweg zal het leefgebied van de blauwborst en de roodborsttapuit sterk worden uitgebreid. Voor beide soorten behoort uitbreiding van de lokale populatie tot een sleutelpopulatie tot de mogelijkheden. Voor de roodborsttapuit is dit gezien de omvang van het beheers- en reservaatgebied ten zuidwesten van de Meinweg het meest waarschijnlijk.

Effect autonome ontwikkeling op zoogdieren

Een aantal ontwikkelingen in en rond de Meinweg beïnvloedt de kwaliteit van het terrein als leefgebied voor de das. Ontwikkelingen die naar verwachting een positief effect hebben op de draagkracht van het gebied voor de das zijn:

- De omvorming van bos naar heide en de inzet van extensieve jaarrondbegrazing, wat de openheid in het centrale deel van het gebied vergroot en de diversiteit in vegetatiesamenstelling en –structuur bevordert.

- Het tegengaan van de verdroging en daarmee herstel van natte heide en vennen.
- De ontwikkeling van een begeleid natuurlijk boslandschap (met meer loofhout) van zandgronden.
- Het creëren van meer openheid en de ontwikkeling van heide- en graslandvegetaties rond het historisch tracé.
- Natuurontwikkeling bij het voormalige Melickerven en de Vogelkooi, waarbij behalve herstel van het ven, vochtige heide en vochtig tot nat grasland streefbeeld is.
- Versterking van de natuurwaarden in het kleinschalige cultuurlandschap Venbeek, direct ten zuiden van het historisch tracé. Centraal hierbij staat het herstel van (foerageer)graslanden, natuurlijke waterlopen en kleinschalige landschapselementen.

Ontwikkelingen die de draagkracht van het gebied voor de das verlagen zijn:

- Natuurontwikkeling nabij de voormalige Staatsmijn Beatrix, op het plateau in het noordoostelijk deel van de Meinweg. Doelstelling is de omvorming van graslanden en akkers naar een begeleid natuurlijk bos- en heidelandschap.
- Toename in recreatiedruk.

Deze ontwikkelingen maken dat in de nabije toekomst vooral het westelijk deel van de Meinweg met aanliggende terreinen geschikter leefgebied wordt voor de das, met mogelijk vestiging van nieuwe sociale groepen. Vooral de ontwikkelingen in het kleinschalige cultuurlandschap Venbeek zijn van belang, aangezien hierdoor een betere schakel tot stand kan worden gebracht tussen de dassen ten noorden en ten zuiden van de bebouwingszone Roermond-Herkenbosch, waarmee de ruimtelijke samenhang wordt vergroot.

5.4 Effecten permanente (re)activering op populatie- en netwerkpopulativeniveau

5.4.1 Amfibieën

De resultaten met betrekking tot de onderzochte amfibieën zijn samengevat in tabel 8.

Historisch tracé zonder geluidschermen

De reactivering van het historisch tracé heeft sterfte en barrièrewerking tot gevolg. De barrièrewerking van het gereactiveerde spoor is sterker dan in de huidige situatie omdat er bij een onderhouden spoorlijn nog slechts sporadisch openingen van voldoende omvang zullen zijn tussen ballast en spoorstaven.

Voor de kamsalamander zijn er 6 populaties waarvan de kolonisatiekans vermindert ten opzichte van de huidige situatie. Deze populaties hebben tevens een verhoogde extinctiekans, doordat het spoor binnen de seizoensmigratieafstand van 400 meter ligt.

Voor de rugstreeppad zijn er 10 populaties met een verminderde kolonisatiekans en 5 populaties hebben een verhoogde extinctie kans daar de spoorlijn binnen de seizoensmigratieafstand van 1000 meter ligt.

Effecten op de duurzaamheid

Uit de modelsimulaties blijkt dat reactivering van het historisch tracé voor de kamsalamander geen effect heeft op het duurzaam voorkomen van de gehele netwerkpopulatie in de Meinweg. Dit komt omdat het sterke onderdeel van het netwerk in het noordoosten van de Meinweg buiten de invloedssfeer van de spoorlijn valt. Er zijn echter wel negatieve gevolgen voor afzonderlijke populaties. Van 7 lokale populaties, waarvan er 6 in de Meinweg liggen, neemt de duurzaamheid als gevolg van permanente reactivering van het historisch tracé af (bijlage 5).

Uit de modelsimulaties blijkt dat permanente reactivering van het historisch tracé voor de rugstreeppad een geringe achteruitgang van de duurzaamheid van de gehele netwerkpopulatie tot gevolg heeft. Daarnaast neemt de duurzaamheid van 9 afzonderlijke populaties af (bijlage 5). Hiervan liggen 4 populaties binnen de Meinweg.

Historisch tracé met geluidschermen

Door het plaatsen van geluidschermen wordt sterfte van amfibieën die trachten het spoor over te steken voorkomen. De geluidschermen vormen echter wel een absolute barrière tussen populaties ten noorden en ten zuiden van de spoorlijn. Dit leidt tot een opsplitsing van de netwerkpopulaties ten noorden en ten zuiden van het spoor. Het habitat van de spoorbermen speelt geen belangrijke rol als landhabitat, dus er is dan ook geen sprake van habitatverlies.

Effecten op duurzaamheid

Uit de modelsimulaties blijkt dat de opsplitsing van het netwerk van de kamsalamander als gevolg van het plaatsen van geluidschermen geen effect heeft op het duurzaam voorkomen van de gehele netwerkpopulatie in de Meinweg. Dit komt doordat het sterke deel van het netwerk in het noordoosten van de Meinweg buiten de invloedssfeer van de spoorlijn valt. De opsplitsing van het netwerk heeft echter wel negatieve gevolgen voor de duurzaamheid van 7 lokale populaties, waarvan er 6 in de Meinweg liggen. De negatieve effecten zijn iets geringer ten opzichte van reactivering van het historisch tracé zonder geluidschermen (bijlage 5).

Uit de modelsimulaties komt naar voren dat het plaatsen van geluidschermen voor de rugstreeppad een geringe achteruitgang van de duurzaamheid van de gehele netwerkpopulatie tot gevolg heeft. Daarnaast neemt door de opsplitsing van het netwerk de duurzaamheid van 9 afzonderlijke populaties af, waarvan er 4 binnen de Meinweg gelegen zijn. De afname van de duurzaamheid van de afzonderlijke populaties is iets geringer dan bij reactivering zonder geluidschermen (bijlage 5).

Tracévariant A1

Het netwerk van de kamsalamander wordt door tracévariant A1 niet doorsneden. Het tracé nadert geen enkele populatie binnen een afstand kleiner dan 400 meter, zodat er geen extra sterfte gedurende de seizoensmigratie van de kamsalamander

wordt verwacht. Tracévariant A1 loopt ten noorden van de netwerkpopulatie van de rugstreep langs, zodat er geen populaties van het netwerk worden afgesloten. Wel liggen er 2 populaties aan de noordoostzijde van de Meinweg binnen 1000 meter van tracévariant A1, waardoor extra sterfte gedurende de seizoensmigratie op kan treden.

Effecten op duurzaamheid

Er zijn geen negatieve effecten te verwachten van tracévariant A1 op het voorkomen van de kamsalamander in de Meinweg (bijlage 5).

Uit de modelsimulaties blijkt een (zeer) gering negatief effect op de duurzaamheid van de netwerkpopulatie van de rugstreep. Daarnaast zijn er 5 lokale populaties waarvan de duurzaamheid afneemt, waarvan er 2 binnen de Meinweg liggen (bijlage 5).

Tracévariant A2

Het netwerk van de kamsalamander wordt niet doorsneden en het tracé nadert geen enkele populatie binnen een afstand kleiner dan 400 meter.

Tracévariant A2 doorsnijdt een belangrijke lokale populatie van de rugstreep. Hierdoor gaat een deel van het habitat verloren. Daarnaast worden 3 populaties van het oorspronkelijke netwerk afgesneden. Negen populaties bevinden zich binnen de invloedssfeer van tracévariant A2. Voor deze populaties nemen als gevolg van sterfte de extinctiekansen toe en zullen de kansen op kolonisatie verminderen.

Effecten op duurzaamheid

Er zijn geen negatieve effecten te verwachten van tracévariant A2 op het voorkomen van de kamsalamander in de Meinweg (bijlage 5).

Uit de modelsimulaties komt naar voren dat tracévariant A2 een sterke reductie van de duurzaamheid van de netwerkpopulatie van de rugstreep tot gevolg heeft. Daarnaast neemt de duurzaamheid van alle lokale populaties af (bijlage 5). Juist de twee grote populaties die ten zuiden van de Meinweg liggen, en zeer belangrijk zijn voor de duurzaamheid van het gehele netwerk, worden door het tracévariant A2 afgesneden van de rest van het netwerk. Bovendien gaat van één van de populaties een deel van het habitat verloren.

Tabel 8. Overzicht van de effecten bij de verschillende scenario's voor de kamsalamander en de rugstreeppad. Het aantal *** is een maat voor de grootte van het negatieve effect.

Soort en type effect	Historisch tracé, permanente reactivering, zonder geluidschermen	Historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	Tracé-variant A1	Tracé-variant A2
Kamsalamander				
Duurzaamheid netwerkpopulatie	Geen effect	Geen effect	Geen effect	Geen effect
Duurzaamheid afzonderlijke populaties	** Matige achteruitgang duurzaamheid enkele populaties	* Geringe achteruitgang duurzaamheid enkele populaties	Geen effect	Geen effect
Rugstreeppad				
Duurzaamheid netwerkpopulatie	* Gering effect	* Gering effect	* Gering effect	** Matig effect
Duurzaamheid afzonderlijke populaties	*** Achteruitgang duurzaamheid enkele populaties	** Matige achteruitgang duurzaamheid enkele populaties	(*) Zeer geringe achteruitgang duurzaamheid enkele populaties	**** Sterke achteruitgang duurzaamheid enkele populaties

Effect tracévarianten op autonome ontwikkeling

De relevante natuurontwikkelingsplannen voor amfibieën concentreren zich vooral langs het historisch tracé, zowel aan de noord- als aan de zuidzijde. Dit betekent voor de kamsalamander dat de nieuwe locaties bij reactivering van het historisch tracé binnen de invloedssfeer van het spoor komen te liggen, hetgeen het effect van de voorgenomen natuurontwikkeling negatief beïnvloedt. Ook tracévariant A2, dat aan de zuidzijde van het Melickerven loopt, zal de natuurontwikkeling negatief beïnvloeden. Voor de rugstreeppad geldt dat zowel het historisch tracé als tracévariant A2 de voorgenomen natuurontwikkelingsplannen negatief zullen beïnvloeden. Tracévariant A1 heeft geen of een geringe invloed op de voorgenomen natuurontwikkeling voor beide soorten. Alleen het nu nog agrarische gebied aan de noordoostzijde van de Meinweg zal gedeeltelijk onder invloed van de spoorlijn komen te staan.

5.4.2 Reptielen

Historisch tracé zonder geluidschermen

Het historisch tracé zonder geluidschermen vormt voor reptielen een gedeeltelijke barrière. In dit scenario treden dan ook kleine effecten op de uitwisseling van reptielen tussen de delen van de netwerkpopulaties ten noorden en ten zuiden van het tracé op. Deze verschillen zijn echter te klein om in LARCH te modelleren. Ze worden hier dan ook uitsluitend kwalitatief besproken.

Effecten op duurzaamheid

Voor de adder is de verbinding tussen de noordelijke en zuidelijke netwerkdelen in de huidige situatie zwak. Hierdoor kan een geringe vermindering van de uitwisseling in het meest ongunstige geval een volledige isolatie van de zuidelijke netwerkdelen betekenen. Het effect op populatieniveau is dan hetzelfde als in het scenario met geluidschermen (zie verder).

Aangezien de gladde slang wel een bewoner van de spoorberm is, is de uitwisseling tussen noord- en zuidberm bij deze soort waarschijnlijk veel groter. Het valt dan ook niet aan te nemen dat een kleine vermindering ten gevolge van reactivering een uiteenvallen van de netwerkpopulatie tot gevolg kan hebben en er wordt dan ook geen effect op de duurzaamheid verwacht.

Voor de zandhagedis, die aan beide zijden van het spoor grote populaties heeft, is om dezelfde reden van een kleine vermindering van de uitwisseling geen effect op de duurzaamheid te verwachten (tabel 9).

Historisch tracé met geluidschermen

Voor dit scenario is aangenomen dat het aanleggen van geluidschermen aan weerszijden van de spoorlijn over de gehele lengte van het tracé voor alle drie de soorten een volledige barrière oplevert. Dat wil zeggen dat van uitwisseling van individuen tussen populaties ten zuiden en ten noorden van de spoorlijn geen sprake meer is. Daarnaast nemen de geluidschermen zelf ruimte in en leiden zij tot een verlies aan kwaliteit van het overblijvende habitat door beschaduwing en het beperken van de mogelijkheden voor thermoregulatiegedrag ('zonnen'). Voor het LARCH scenario is daarom aangenomen dat de draagkracht van het habitat van de zandhagedis langs de spoorlijn met de helft vermindert. Omdat de spoorlijn een volledige barrière gaat vormen valt voor alle drie de soorten de netwerkpopulatie in twee delen uiteen.

De LARCH resultaten laten zien dat voor de adder de nieuw ontstane netwerkpopulatie ten noorden van het tracé zwak duurzaam blijft. De nieuwe netwerkpopulatie zuidelijk van het spoor is niet duurzaam en zal op termijn verdwijnen. De overblijvende netwerkpopulatie heeft een 8% lagere draagkracht dan de oude netwerkpopulatie, waardoor de kans op uitsterven binnen 100 jaar drie keer zo groot wordt ¹².

De gladde slang heeft waarschijnlijk een groter deel van zijn habitat ten zuiden van de spoorlijn (op zuiden geëxponeerde spoorberm die voor de adder te droog is). Het verlies van habitat voor deze soort (dat voor deze soort vooral langs het spoor is gelegen) valt daardoor naar verwachting groter uit. De kans dat de soort ten zuiden van de spoorlijn een duurzame populatie behoudt is gezien de geringe grootte van het leefgebied aldaar zeer klein. De kans dat de soort hier verdwijnt is dan ook groot. Voor de gladde slang is de kans aanwezig dat ook de netwerkpopulatie ten noorden

¹²De draagkracht van het netwerk vermindert voor de adder van 1.81 maal naar 1.67 maal het minimum voor duurzaamheid. Omdat de relatie tussen draagkracht en duurzaamheid exponentieel is, is het effect op de duurzaamheid veel groter. Aangezien de geschatte draagkracht voor de adder zich aan de onderzijde van 'zwak duurzaam' bevindt (zie kader: LARCH) en de populatie van de adder op de Meinweg terugloopt, betekent dit een reële bedreiging voor de duurzaamheid van de soort.

van het tracé niet duurzaam is. De uiterste consequentie van dit scenario is dan ook dat de gladde slang op termijn uit het hele gebied verdwijnt.

Voor de zandhagedis zijn de gevolgen relatief het kleinst. De nieuwe zuidelijke netwerkpopulatie is volgens de LARCH uitkomsten zwak duurzaam. De netwerkpopulatie noordelijk van het spoor is nog steeds zo sterk duurzaam dat de uitsterfkans verwaarloosbaar klein is.

Tabel 9. Overzicht van de effecten van de verschillende scenario's voor de zandhagedis, adder en gladde slang. Het aantal *** is een maat voor de grootte van het negatieve effect.

Soort en type effect	Historisch tracé, permanente reactivering, zonder geluidschermen	Historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	Tracévariant A1	Tracévariant A2
Zandhagedis				
Duurzaamheid netwerkpopulatie	Geen effect	* Gering effect	Geen effect	Geen effect
Duurzaamheid afzonderlijke populaties	Geen effect	* Zuidelijke deelpopulaties zwak duurzaam	Geen effect	Geen effect
Adder				
Duurzaamheid netwerkpopulatie	* Gering effect	** Matige achteruitgang duurzaamheid (vermindert met factor drie)	Geen effect	Geen effect
Duurzaamheid afzonderlijke populaties	* Kleine kans op volledige isolatie zuidelijke deelpopulatie	** Zuidelijke deelpopulaties sterven uit	Geen effect	Geen effect
Gladde slang				
Duurzaamheid netwerkpopulatie	Geen effect	**** Populatie sterft uit	Geen effect	Geen effect
Duurzaamheid afzonderlijke populaties	Geen effect	**** Populatie sterft uit	Geen effect	Geen effect

Tracévariant A1

Omdat tracévariant A1 het netwerk van geen van de drie soorten doorsnijdt, is van deze tracévariant geen effect te verwachten.

Tracévariant A2

Ook tracévariant A2 doorkruist het netwerk van de drie soorten niet of nauwelijks. Van tracévariant A2 is dan ook geen effect te verwachten.

Effect tracévarianten op autonome ontwikkeling

Zonder de plaatsing van geluidschermen zal door de huidige ontwikkelingsplannen de samenhang van alle netwerkpogaties van reptielen in het gebied sterk verbeteren. In de huidige situatie is enkel sprake van een mogelijk risico voor de adder, wanneer de uitwisseling tussen de netwerkdelen ten noorden en ten zuiden van het tracé ten gevolge van reactivering beneden een kritische waarde zou zakken. Verwacht mag worden dat door versterking van de noord-zuid verbindingen in het gebied de uitwisseling zodanig toeneemt dat het effect van reactivering van het historisch tracé *zonder* geluidschermen niet meer van invloed is en dit risico op termijn verdwijnt.

Omdat een belangrijk deel van de autonome ontwikkelingen neerkomt op het versterken van de noord-zuid verbindingen in het gebied, wordt deze verbetering door reactivering *met* plaatsing van geluidschermen vrijwel volledig doorkruist. Voor de zandhagedis is het negatieve effect relatief het kleinst. De opsplitsing in een noordelijke en een zuidelijke netwerkpogatie zal naar verwachting weinig effect op de totale duurzaamheid hebben, maar wel de overleving in gebieden in de periferie (met name die langs de spoorlijn zelf) en de kolonisatie van nieuw aangelegd habitat ten zuiden van het spoor negatief beïnvloeden.

Voor adder en gladde slang ontstaat in de huidige plannen slechts weinig nieuw habitat ten zuiden van het tracé. Beide soorten zullen daar dan ook geen op zichzelf staand duurzame netwerken krijgen. Omdat de verbetering van de duurzaamheid voor deze beide soorten die door het creëren van een betere verbinding tussen de noordelijke en zuidelijke habitatdelen zou ontstaan teniet gedaan wordt, is het effect van dit scenario bij autonome ontwikkeling aanmerkelijk groter dan in de huidige situatie.

De tracévarianten A1 en A2 hebben geen invloed op de autonome ontwikkeling. Ook mag niet verwacht worden dat de spoorbermen van deze beide varianten geschikt reptielhabitat zullen worden. Deze beide varianten worden dan ook verder buiten beschouwing gelaten.

5.4.3 Vogels

Historisch tracé zonder geluidschermen

Bij permanente reactivering van het historisch tracé gaat, afhankelijk van de vogelsoort, maximaal 3 tot 16 procent van de draagkracht en het areaal habitat binnen de Meinweg verloren (tabel 10). Uitgedrukt in het aantal reproductieve eenheden van de onderzochte soorten is het effect niet groot (0 tot 2 reproductieve eenheden), maar in procenten van de oppervlakte habitat (maximaal 3 tot 16 procent) is het verlies redelijk groot. Een oppervlakteverlies van maximaal 16 procent heeft bovendien betrekking op het habitat van de wielewaal en ijsvogel, indicatoren voor het prioritaire habitat '*alluviale bossen met Alnus glutinosae en Fraxinus excelsior*'.

Bij permanente reactivering komt binnen de Meinweg, dus op Nederlands grondgebied, circa 21% van het areaal van het prioritaire habitat in de verstoorde

zone te liggen. Net over de grens in Duitsland ligt bovendien een groot aantal hectaren van het habitat vlak langs het historisch tracé.

Effect op de duurzaamheid

Het effect op de duurzaamheid is gering. Weliswaar is het verlies aan draagkracht voor de netwerkpopulatie groter als het verlies buiten de Meinweg in beschouwing wordt genomen, maar door de omvang van de netwerkpopulaties blijft het effect op de duurzaamheid gering.

Historisch tracé met geluidschermen

Geluidschermen van 2 meter langs het historisch tracé zijn effectief in het reduceren van het gevonden effect bij permanente reactivering. Het verlies aan draagkracht en oppervlakte leefgebied wordt gereduceerd tot circa 25% van de verstoring bij reactivering zonder geluidschermen. Daarmee wordt het effect nog iets kleiner dan het effect dat wordt gevonden bij tijdelijke reactivering van het historisch tracé (zie verder).

Tracévarianten A1 en A2

De tracévarianten A1 en A2 hebben een gering tot geen effect op het habitat in de Meinweg zelf.

Tabel 10. Areaalverlies in de Meinweg in hectaren en in procenten van het totale oppervlak habitat in de Meinweg bij de drempelwaarde voor de meest gevoelige soort bij permanente reactivering van het historisch tracé en voor de tracévarianten A1 en A2. De oppervlakte beïnvloed habitat is berekend op basis van een reductie in draagkracht van 100% binnen de verstoringszone (zie ook het kader: Verstoring door geluid).

Soort	Historisch tracé, permanente reactivering, zonder geluidschermen		Historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen		Tracévariant A1		Tracévariant A2	
	verlies (ha)	verlies (%)	verlies (ha)	verlies (%)	verlies (ha)	verlies (%)	verlies (ha)	verlies (%)
Blauwborst	4	4	0	0	0	0	0	0
Roodborsttapuit	12	3	3	1	0	0	0	0
Nachtzwaluw	25	4	3	1	0	0	1	0
Wielewaal	146	16	34	4	0	0	26	3
Zwarte specht	173	15	40	4	0	0	35	3

Effect tracévarianten op autonome ontwikkeling

De uitbreidingsmogelijkheden voor de blauwborst tot een sleutelpopulatie zijn sterk afhankelijk van de realisatie van een hoog waterpeil in het voormalige Melickerven. De uitbreidingsmogelijkheden van de roodborsttapuit liggen vooral ten zuidwesten van de Meinweg. Het historisch tracé en tracévariant A2 gaan beide door het voormalige Melickerven. Tracévariant A2 doorsnijdt de nieuw te ontwikkelen natuurgebieden ten zuidwesten van het nationale park. Deze beide tracés hebben dan ook een negatief effect op de ontwikkeling van deze soorten van een lokale populatie tot een sleutelpopulatie. Tracévariant A1 heeft geen effect op de als gevolg van de autonome ontwikkelingen te verwachten toename in duurzaamheid van de verschillende vogelpopulaties.

5.4.4 Zoogdieren

Historisch tracé zonder geluidschermen

Bij permanente reactivering van het historisch tracé zonder geluidschermen zijn geen effecten te verwachten als gevolg van habitatverlies, barrièrewerking of verstoring. Wel zal er sprake zijn van een sterfte-effect.

Effecten op de duurzaamheid

Gemiddeld sterven er naar verwachting circa 2 dassen per jaar op het gehele spoortraject tussen Roermond en de Duitse grens als gevolg van aanrijdingen met het treinverkeer. Deze sterfte treedt geheel op binnen de sleutelpopulatie. De grootte van de sleutelpopulatie neemt hierdoor enigszins af. De netwerkpopulatie als geheel blijft echter duurzaam (tabel 11).

Binnen de Meinweg zijn het vooral de dassen van de Steenheuvel die de grootste kans hebben om door het treinverkeer te worden aangereden. Deze sterftetekans bedraagt bij permanente reactivering gemiddeld één dassenslachtoffer in drie jaar. Wanneer het uitgangspunt wordt gehanteerd dat de aangereden dieren volwassen dieren betreft die aan de reproductie deelnemen, bestaat er een reële kans dat deze dassengroep uitsterft.

Historisch tracé met geluidschermen

Bij reactivering van het historisch tracé met geluidschermen wordt sterfte als gevolg van aanrijdingen voorkomen doordat de geluidwerende voorzieningen het spoor geheel voor dassen afschermt. Evenmin is er bij dit scenario sprake van habitatverlies en verstoring. Wel is er als gevolg van de plaatsing van geluidschermen sprake van barrièrewerking, waarbij de uitwisseling van dassen ten noorden en ten zuiden van de spoorlijn wordt verhinderd. De netwerkpopulatie wordt hierdoor in tweeën gedeeld.

Effecten op de duurzaamheid

De netwerkpopulatie ten zuiden van de spoorlijn wordt gevormd door een lokale populatie ten zuiden van Roermond en het zuidelijk deel van de sleutelpopulatie (circa 6 reproductieve eenheden). Deze netwerkpopulatie is niet duurzaam en zal, wanneer geen voorzieningen worden getroffen, een reële kans hebben om uit te sterven. De netwerkpopulatie ten noorden van de spoorlijn blijft ondanks het verlies aan draagkracht binnen de sleutelpopulatie duurzaam, aangezien ook in de nieuwe situatie de norm voor een sleutelpopulatie nog wordt gehaald.

De situatie van de dassen in de Meinweg, vooral de dassengroep Steenheuvel, wordt als gevolg van de tweedeling van de netwerkpopulatie kwetsbaarder. Enerzijds is dit een gevolg van het feit dat een deel van het leefgebied van deze dassengroep onbereikbaar wordt als gevolg van de barrière. Daarnaast komt deze dassengroep bij dit scenario in de periferie van de sleutelpopulatie te liggen en is uitwisseling/aanvulling van individuen uitsluitend vanuit het noorden mogelijk. De dassen in de Meinweg blijven bij permanente reactivering van het historisch tracé met geluidschermen onderdeel uitmaken van een duurzame netwerkpopulatie, maar worden kwetsbaarder voor lokaal uitsterven.

Tracévariant A1

Bij deze noordelijke variant is er sprake van een effect op de sleutelpopulatie door habitatverlies en sterfte als gevolg van aanrijdingen. De dassengroep Luzenkamp en Steenheuvel maken deel uit van deze sleutelpopulatie. De andere lokale populaties, inclusief de dassengroep bij Kombergen, blijven buiten de effectzone.

Het habitatverlies in de sleutelpopulatie bestaat uit een afname aan foerageergebied van circa 30 hectare door direct ruimtebeslag van de nieuwe spoorlijn. Als gevolg van de ligging op de plek waar het nieuwe tracé is gepland verdwijnen hierbij tevens 2 bewoonde hoofdburchten en 4 bijburchten. Het verlies aan habitat en burchten vindt geheel buiten de Meinweg plaats. Gemiddeld sterven er naar verwachting 2 dassen per jaar bij de tracévariant A1 als gevolg van aanrijdingen met het treinverkeer. Deze verwachte sterfte treedt geheel op binnen de sleutelpopulatie.

Effecten op de duurzaamheid

De grootte van de sleutelpopulatie neemt af met circa 2-3 reproductieve eenheden als gevolg van het verlies aan habitat en burchten. De toegenomen sterfte zet deze belangrijke lokale populatie verder onder druk. De effecten zijn echter niet van dien aard dat de kans op uitsterven van de sleutelpopulatie sterk toeneemt. De netwerkpopulatie blijft duurzaam. De dassengroepen in de Meinweg zullen zich naar verwachting kunnen handhaven.

Tracévariant A2

Ook bij tracévariant A2 is er sprake van een effect op de sleutelpopulatie door habitatverlies en sterfte als gevolg van aanrijdingen. Het habitatverlies in de sleutelpopulatie bestaat uit een afname aan foerageergebied van circa 24 hectare door direct ruimtebeslag van de nieuwe spoorlijn. Bij deze tracévariant worden geen bewoonde burchten vernietigd. Er gaat uitsluitend habitat verloren buiten het gebied de Meinweg.

De dassensterfte op tracévariant A2 is naar verwachting gemiddeld 2 dassen per jaar als gevolg van aanrijdingen met het treinverkeer. Deze verwachte sterfte treedt geheel op binnen de sleutelpopulatie, maar beïnvloedt niet of nauwelijks de dassengroepen in de Meinweg. De territoria van de dassengroepen in de Meinweg worden geen van allen doorsneden. De sterfte zal, gezien de ligging van de tracévariant A2, dan ook vooral effect hebben op de dassengroep net ten oosten van Roermond en de groep die direct ten zuiden van de Meinweg, ten oosten van Herkenbosch, haar hoofdburcht heeft.

Effecten op de duurzaamheid

De afname van de draagkracht van het sleutelgebied als gevolg van habitatverlies is zeer gering (< 1 reproductieve eenheid). De sterfte leidt wellicht tot het verdwijnen van twee sociale groepen. De netwerkpopulatie blijft duurzaam.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de effecten van (re)activering van de verschillende tracés voor de das in het Meinweggebied.

Tabel 11. Overzicht van de effecten van de verschillende scenario's voor de das. Het aantal *** is een maat voor de grootte van het effect.

Soort en type effect	Historisch tracé, permanente reactivering, zonder geluidschermen	Historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	Tracévariant A1	Tracévariant A2
Das				
Duurzaamheid netwerkpopulatie	Geen effect	*** Afsplitsing van een niet-duurzame netwerkpopulatie	Geen effect	Geen effect
Duurzaamheid lokale (sleutel) populatie	* Geringe afname draagkracht (ca. 1-2 RE)	*** Afname draagkracht (ca. 6 RE)	** Matige afname draagkracht (ca. 2-3 RE)	** Matige afname draagkracht (ca. 2-3 RE)

Effect tracévarianten op autonome ontwikkeling

Als gevolg van de beschreven autonome ontwikkelingen worden vooral de beschreven negatieve effecten van reactivering van het historisch tracé en de aanleg van de tracévariant A2 versterkt. Uitbreiding van het dassenleefgebied en een hogere dassendichtheid zal de kans op aanrijdingen vergroten. De barrièrewerking van het spoor bij plaatsing van geluidschermen maakt dat (het versterkte) dassenhabitat in Venbeek geïsoleerd raakt, en aldus niet zal kunnen bijdragen tot een versterking van de sleutelpopulatie.

5.5 Effecten van tijdelijke reactivering van het historisch tracé

5.5.1 Amfibieën

Bij tijdelijke reactivering van het historisch tracé zal het ballast worden aangeschoven. Hiermee wordt de barrièrewerking van het spoor vergelijkbaar verondersteld met de barrièrewerking bij permanente reactivering. De intensiteit van treinen bedraagt echter circa 30% van het aantal in de permanente situatie. Er mag daarmee worden aangenomen dat de sterfte bij tijdelijke reactivering dan ook circa 30% bedraagt van de sterfte bij permanente reactivering.

De kolonisatiekansen voor 6 populaties van de kamsalamander neemt in dat geval af en de uitsterfkansen van 6 populaties binnen 400 meter van het spoor neemt enigszins toe. Uit de modelsimulaties blijkt dat bij tijdelijke reactivering voor de kamsalamander geen effect op de duurzaamheid van de netwerkpopulatie als geheel optreedt (tabel 12). Wel is er sprake van een geringe afname van de duurzaamheid van 6 lokale populaties. Hiervan liggen er 5 in de Meinweg (bijlage 5).

Voor de rugstreeppad heeft reactivering een verminderde kolonisatiekansen van 10 lokale populaties tot gevolg en neemt de extinctiekansen van 5 populaties die binnen 1000 meter van het spoor liggen toe. Uit de modelsimulaties blijkt dat tijdelijke reactivering een zeer geringe achteruitgang van de netwerkpopulatie van de

rugstreeppad tot gevolg heeft. Daarnaast wordt in geringe mate de duurzaamheid van 6 lokale populaties negatief beïnvloed (tabel 12). Hiervan liggen er 2 in de Meinweg (bijlage 5).

Tabel 12. Overzicht van de effecten van tijdelijke reactivering van het historisch tracé voor de onderzochte amfibieën. Het aantal *** is een maat voor de grootte van het negatieve effect. (*) geeft aan dat slechts een zeer gering effect te verwachten is.

Soort en type effect	Historisch tracé, tijdelijke reactivering
Kamsalamander	
Duurzaamheid netwerkpopulatie	Geen effect
Duurzaamheid afzonderlijke populaties	(*) Zeer geringe achteruitgang duurzaamheid enkele populaties
Rugstreeppad	
Duurzaamheid netwerkpopulatie	(*) Gering effect
Duurzaamheid afzonderlijke populaties	* Geringe achteruitgang duurzaamheid enkele populaties

5.5.2 Reptielen

Van tijdelijke reactivering van het historisch tracé valt bij de daarvoor aangehouden gebruiksintensiteit van 15 treinen per etmaal geen noemenswaardig effect op de reptielenpopulaties te verwachten.

5.5.3 Vogels

Bij tijdelijke reactivering gaat een relatief klein deel van de draagkracht en het habitat door geluidsverstoring verloren (tabel 13). Voor de vogelsoorten varieert dit van maximaal 1 tot 6 procent, afhankelijk van de vogelsoort en uitgaande van een reductie in draagkracht van 100% binnen de verstoorde zone. In het aantal reproductieve eenheden gemeten, zijn dat 0 tot 1 reproductieve eenheid en gemeten in oppervlakte 1 tot 60 ha. Deze verliezen hebben geen relevante consequenties voor de duurzaamheid van de (netwerk)populaties.

Bij tijdelijke reactivering komt circa 3% van de oppervlakte van het prioritaire habitat 'alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior*' in de verstoorde zone als gevolg van geluidsbelasting te liggen.

Tabel 13. Areaalverlies in de Meinweg in hectaren en in procenten van het totale oppervlak habitat bij de drempelwaarde voor de meest gevoelige soort bij tijdelijke reactivering van het historisch tracé. De oppervlakte beïnvloed habitat is berekend op basis van een reductie in draagkracht van 100% binnen de verstoringszone.

Soort	Areaalverlies (ha)	Areaalverlies (%)	Effecten op populatie- of netwerkpopulatie-niveau?
Blauwborst	1	1	nee
Roodborsttapuit	7	2	nee
Nachtzwaluw	12	2	nee
Wielewaal	53	6	nee
Zwarte specht	60	5	nee

5.5.4 Zoogdieren

Bij tijdelijke reactivering van het historisch tracé is geen sprake van habitatverlies en barrièrewerking voor de das. De afstand tussen het tracé en de langs de spoorlijn gelegen bewoonde hoofdburchten is tevens zo groot dat het onwaarschijnlijk is dat de dassen hun burcht verlaten als gevolg van de werkzaamheden die aan het tijdelijk rijden op het bestaande spoor voorafgaan.

Bij de tijdelijke reactivering sterven, over het gehele traject van Roermond tot aan de Duitse grens, naar verwachting gemiddeld 0,7 dassen per jaar als gevolg van aanrijdingen met het treinverkeer. De sterftekans is vooral groot voor de dassengroepen waarvan het dagelijkse leefgebied door het historisch tracé wordt doorsneden. Binnen de Meinweg betreft dit de dassengroep van de Steenheuvel. De relatief geringe afstand tussen hoofdburcht en spoor resulteert hier in een doorsnijding van het territorium over een lengte van circa 1,5 kilometer. Dit betekent voor deze dassengroep dat gemiddeld 1 das in acht jaar wordt doodgereden bij een treinfrequentie zoals die voor tijdelijke reactivering is voorgesteld. Uitgaande van een voor Nederland gemiddelde groeps grootte van 3,7 dassen per hoofdburcht (Wiertz & Vink 1983), komt de dassengroep bij Steenheuvel daarmee wel onder druk te staan, maar zal naar verwachting, door natuurlijke aanwas en immigratie, niet verdwijnen.

Tijdelijk rijden over het historisch tracé resulteert als gevolg van de hierboven beschreven sterfte in een zeer geringe daling van de draagkracht van de sleutelpopulatie. De duurzaamheid van deze sleutelpopulatie en daarmee van de netwerkpopulatie wordt echter niet of nauwelijks aangetast.

Tabel 14. Overzicht van de effecten van tijdelijke reactivering van het historisch tracé voor de das in de Meinweg. Het aantal *** is een maat voor de grootte van het negatieve effect. (*) geeft aan dat een zeer gering effect te verwachten is.

Soort en type effect	Historisch tracé, tijdelijke reactivering
Das	
duurzaamheid netwerkpopulatie	Geen effect
duurzaamheid lokale (sleutel)populatie	(*) Zeer geringe afname draagkracht (< 1 RE)

6 Mitigatie en compensatie

6.1 Voorwaarden voor mitigatie en compensatie

De Lidstaten van de Europese Unie zijn verplicht om instandhoudingsmaatregelen te treffen voor de Speciale Beschermingszones (artikel 6 lid 1). Indien de kwaliteit van gebieden verslechtert of indien er storende factoren optreden met een significant effect op de instandhoudingsdoelstellingen, dienen de lidstaten tevens passende maatregelen te nemen (artikel 6 lid 2). Een stap verder gaat artikel 6 lid 3 dat een passende beoordeling voorschrijft van plannen en projecten (nieuwe activiteiten) die significante effecten kunnen hebben op de instandhoudingsdoelstellingen van een gebied. Indien deze beoordeling negatief uitvalt, kan dat plan of project alleen doorgaan, indien er sprake is van dwingende redenen van openbaar belang. In dat geval verplicht artikel 6 lid 4 tot compensatie. Onder compensatie dienen in dit verband zowel mitigerende als compenserende maatregelen te worden verstaan. Mitigerende maatregelen zijn maatregelen die er op gericht zijn negatieve effecten te voorkomen of te minimaliseren op de plaats van de ingreep zelf. Compenserende maatregelen zijn bedoeld om de effecten door de ingreep te compenseren en is niet direct gekoppeld aan de plaats van de ingreep zelf.

Compensatie in het kader van de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn dient als volgt plaats te vinden (European Commission 2000):

- Het tot ontwikkeling brengen van eenzelfde habitat op een andere locatie, die als Speciale Beschermingszone vervolgens wordt opgenomen in Natura 2000;
- Het verhogen van de kwaliteit van het habitat op een deel van de Speciale Beschermingszone of in een andere Speciale Beschermingszone, evenredig met de afname van de kwaliteit als gevolg van de ingreep;
- Slechts in uitzonderlijke gevallen: een voorstel voor een nieuwe Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn.

Behalve mitigatie en compensatie in het kader van de Vogel- en Habitatrichtlijn bestaat er in Nederland een compensatieplicht vanuit het Structuurschema Groene Ruimte (Ministerie LNV/VROM 1993) die verder is uitgewerkt in de uitwerkingsnotitie Compensatiebeginsel SGR¹³ (Ministerie LNV 1995).

Voorkomen versus compenseren

Het compensatiebeginsel volgens het Structuurschema Groene Ruimte is opgebouwd uit een aantal stappen die achtereenvolgens dient te worden doorlopen. Na de afweging of een ingreep wel of niet plaatsvindt, dienen in eerste instantie effecten zo

¹³Momenteel zijn veel plannen in ontwikkeling met betrekking tot de Nederlandse ruimtelijke ordening (Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening, beleidsnota Natuur Bos en Landschap in de 21^e eeuw en een nieuw Structuurschema Groene Ruimte). Eén van de zaken die hierbij aan de orde komen is de herziening/ aanpassing van het in het Structuurschema Groene Ruimte geïntroduceerde compensatiebeginsel. Aanpassing van dit beginsel is eveneens noodzakelijk, gezien de implementatie van de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn in de Nederlandse regelgeving.

veel mogelijk te worden voorkomen door landschappelijke inpassing en mitigatie. Eventuele nadelige effecten die dan nog resteren, dienen vervolgens te worden gecompenseerd. Bij compensatie in het kader van de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn wordt, na de afweging wel of geen doorgang van een plan of project, geen chronologisch onderscheid gemaakt tussen mitigatie en compensatie.

Oppervlakte en kwaliteit

Volgens het compensatiebeginsel vanuit het Structuurschema Groene Ruimte, mag geen netto-verlies van waarden optreden, zowel in oppervlakte als in kwaliteit (1 op 1 compensatie). Oppervlakte en kwaliteit zijn niet uitwisselbaar: dus geen kleinere oppervlakte met een hogere kwaliteit en vice versa. Ook is compensatie in natuurgebieden (bijvoorbeeld binnen de Ecologische Hoofdstructuur) niet toegestaan. Een kwaliteitsslag voor bestaande natuur is hierdoor niet mogelijk.

Compensatie in het kader van de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn is mogelijk in de vorm van maatregelen die de draagkracht van sub-optimaal habitat verhogen. Deze maatregelen dienen wel aanvullend te zijn op de maatregelen die in ieder geval noodzakelijk worden geacht voor de natuurbehoudsdoelstellingen vanuit de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn (de verplichting tot pro-actieve maatregelen). Dit betekent dat een verhoging van de draagkracht van suboptimaal habitat of de aanleg van nieuw habitat grotendeels aanvullend dienen te zijn op de natuurontwikkelingsplannen die momenteel worden uitgevoerd.

Locatie

Verder wordt bij compensatie in het kader van het Structuurschema Groene Ruimte het nabijheidsprincipe gehanteerd. Dit houdt in dat compenserende maatregelen dienen te worden genomen in de directe nabijheid van de ingreep. Het nabijheidsprincipe is niet van toepassing op compensatie in het kader van de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn. Wel dient de algehele samenhang van Natura 2000 bewaard te blijven. De afstand tussen de oorspronkelijke plek en de plek waar gecompenseerd wordt is hierbij van ondergeschikt belang, zolang de functionaliteit van de biogeografische regio gewaarborgd is.

Tijdstip

In tegenstelling tot het compensatiebeginsel uit het Structuurschema Groene Ruimte, waarin geen duidelijkheid wordt gegeven over het moment waarop compenserende maatregelen gerealiseerd dienen te zijn, dient volgens de Vogel- en Habitatrichtlijn de compensatie te zijn gerealiseerd vóórdat de ingreep plaatsvindt.

6.2 Mitigeren van de effecten

De onderstaande mogelijkheden voor mitigatie gelden in principe voor alle tracévarianten.

Verstoring

In het kader van deze studie is alleen de te verwachte effectiviteit van het plaatsen van geluidschermen bij permanente reactivering van het historisch tracé onderzocht (zie hoofdstuk 5). Geluidsverstoring kan worden verminderd door de aanleg van geluidsarme constructies, geluidsarm materieel en het plaatsen van geluidwerende voorzieningen. Uit de modelsimulaties blijkt dat geluidschermen van 2 meter hoog bij permanente reactivering de verstoring bij vogels reduceren tot 25% van de verstoring zonder geluidschermen.

Sterfte

Sterfte kan geheel worden voorkomen door afscherming van de spoorlijn door de plaatsing van (geluid)schermen of rasters. Hierbij dient de afscherming duurzaam, niet overklimbaar en niet doordringbaar te zijn (zie Vos & Chardon (1994) voor aanbevelingen kenmerken rasters) en ook door dassen niet ondergraafbaar. Van belang is dat de afscherming tot ver genoeg buiten het leefgebied wordt aangebracht, zodat een verhoogde sterfte op de plaatsen waar de afscherming ophoudt wordt voorkomen.

Afscherming van het spoor voorkomt sterfte, maar werpt tegelijkertijd een extra barrière op die uitwisseling tussen populaties aan weerszijden van de spoorbaan onmogelijk maakt. Uit de modelsimulaties blijkt barrièrewerking bij afscherming van het spoor een negatief effect te hebben voor de onderzochte amfibieën, reptielen en de das. Daarnaast leiden geluidschermen tot achteruitgang van de habitatkwaliteit voor reptielen. De schaduwwerking van geluidschermen leidt tot een beperking van de mogelijkheid tot thermoregulatiegedrag ('zonnen') van de reptielen.

Barrièrewerking

De barrièrewerking kan worden verminderd door de aanleg van over- of onderdoorgangen (Huijser *et al.* 1999) (of in geval van geluidschermen door deze passeerbaar te maken, maar dit brengt op zijn beurt vervolgens weer een sterfte-effect met zich mee). Het gebruik van tunnels is bekend voor alle in Nederland voorkomende amfibieënsoorten (Vos & Chardon 1994). De effectiviteit van onderdoorgangen neemt toe naarmate de diameter groter is, de dichtheid aan tunnels voldoende is en geleiding naar de tunnelingang plaatsvindt door middel van lijnvormige landschapselementen, zoals houtwallen of greppels. In Zwitserland is ervaring opgedaan met het verminderen van de barrièrewerking van het spoor voor amfibieën (Krummenacher & Meier 1989, 1991). Over de gehele breedte van de migratieroute werden goten met een minimale doorsnede van 30 centimeter direct onder de spoorstaven in het ballast geplaatst. Een stopper in de spoorstaaf boven de tunnelopening zorgt ervoor dat de dieren de tunnel niet voorbij lopen (Krummenacher & Meier 1989, 1991). Een andere mogelijkheid die voor amfibieën kan worden overwogen is het maken van openingen tussen de spoorstaven en het ballast. Deze maatregel is alleen zinvol wanneer ze wordt uitgevoerd zonder het plaatsen van geluidschermen, of bij schermen die aan de onderzijde voor amfibieën toegankelijke openingen hebben. Deze maatregel biedt daarom geen oplossing voor het voorkomen van sterfte. Bovendien is het succes van deze maatregel sterk afhankelijk van regelmatige controle en onderhoud, waardoor het als structurele maatregel minder geschikt is.

Reptielen maken gebruik van verschillende typen over- en onderdoorgangen. Waarschijnlijk vanwege het gunstige microklimaat worden in Spanje ruime onderdoorgangen het meest gebruikt (Rodriguez *et al.* 1996). Nauwe onderdoorgangen zijn daar, waarschijnlijk vanwege het ontbreken van (zon)licht en vooral warmte minder in trek, wat ongetwijfeld ook in Nederland zal gelden. Het gebruik van speciale faunatunnels is in Nederland alleen voor de ringslang werkelijk waargenomen (Vos & Chardon, 1994). Ecoducten, mits voorzien van voldoende dekking, zullen in Nederland waarschijnlijk eveneens goed voldoen.

De das maakt gebruik van verschillende typen faunapassages. Het gebruik van dassentunnels (stalen of betonnen onderdoorgangen met een diameter van 0,30 tot 0,50 meter) is op meerdere locaties aangetoond (Derckx 1986, Bekker & Canters 1997). Ook grotere faunatunnels en ecoducten worden door de das gebruikt (Berris 1997, Georgii 1997, Hermann *et al.* 1997). Bij de laatstgenoemde voorzieningen nemen de mogelijkheden voor (mede)gebruik door andere soorten, inclusief hoefdieren (ree en wild zwijn) toe. De effectiviteit van deze voorzieningen voor dassen hangt in sterke mate af van de locatie, de aanwezigheid van geleidende landschapselementen (heggen, houtwallen en dergelijke) richting de passage en de lengte en kwaliteit van de afrastering (Broekhuizen & Derckx 1996).

Maatregelen die de barrièrewerking opheffen garanderen in de meeste gevallen een zekere mate van uitwisseling, maar kwantitatief onderzoek naar de werkelijke omvang daarvan is tot op heden niet voorhanden. De effectiviteit van de voorzieningen in relatie tot de duurzame bescherming van de (netwerk) populatie valt dan ook moeilijk in te schatten. Het is echter aannemelijk dat de nadelige effecten ook met een groot aantal voorzieningen niet voor alle diersoortengroepen volledig zijn op te heffen. Een manier waarop dit mogelijk wel zou kunnen is de zogenaamde 'cut-and-cover' methode: een verdiepte ligging van het spoor, waarbij het spoor wordt afgedekt en het habitat naderhand wordt hersteld. Bij deze methode wordt ook het habitatverlies dat reactivering voor sommige soorten (o.a. de das) veroorzaakt voorkomen. Het is echter wel van belang dat wordt onderzocht of er bij deze methode geen nadelige effecten optreden op de abiotische situatie (o.a. geohydrologie) van het gebied.

6.3 Compensatie

Compensatie is een belangrijke aanvulling op de in de vorige paragraaf genoemde mitigerende maatregelen. Deze maatregelen dienen bovendien, gezien de verplichting tot zowel pro-actieve als preventieve maatregelen, aanvullend te zijn op de huidige natuurontwikkelingsplannen.

Compensatie van het areaal van het prioritaire habitat '*alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior**', lijkt niet goed mogelijk, gezien de zeer specifieke vereiste hydrologische omstandigheden. Daarnaast vormt de lange ontwikkelingstijd van dit habitattype een complicatie, gezien de verplichting om compensatie te realiseren vóór een eventuele reactivering van de 'IJeren Rijn'.

De aanleg van extra habitat ter compensatie van de negatieve effecten van de spoorlijn is in principe een effectieve mogelijkheid voor amfibieën. Voortplantingswater wordt indien de soort reeds in het gebied aanwezig is binnen enkele jaren gekoloniseerd (Van der Sluis *et al.* 1999). Ook de aanleg van het terrestrische deel van het habitat is mogelijk, hierbij duurt het echter langer totdat het nieuwe leefgebied zich voldoende heeft ontwikkeld.

Het compenseren van de negatieve effecten bij permanente reactivering van de spoorlijn op de dassenpopulatie oostelijk van de Maas kan een belangrijke aanvulling zijn op de voorgestelde mitigerende maatregelen. Compensatie van enerzijds het verlies aan habitat, anderzijds de toename van barrières die de uitwisseling binnen en tussen lokale populaties belemmeren kan bestaan uit een combinatie van de volgende maatregelen:

- inrichting van geschikte foerageergebieden in de vorm van extensief beheerde, enigszins voedselrijke graslanden met een dooradering van kleine vlakvormige en/of lijnvormige landschapselementen;
- herstel van burchten die in de huidige situatie ongeschikt zijn geworden voor dassen, vaak doordat dekkingbiedende beplanting is verdwenen;
- het opheffen van barrières, zoals lokale wegen, waardoor sterfte van dassen door aanrijdingen wordt teruggedrongen en uitwisselingsmogelijkheden tussen dassengroepen en populaties in het gebied worden verbeterd.

Ook voor reptielen en vogels is het in principe mogelijk om extra habitat te creëren. Daarbij dient rekening te worden gehouden met het feit dat voedselrijke plaatsen zoals voormalige landbouwgrond of te droge situaties minder geschikt zijn. Zo is het herstel van natte heiden op voormalige landbouwgrond door afgraven van de voedselrijke bovengrond en vernatting een langdurig proces, waarmee bovendien nog weinig ervaring is opgedaan (IKC 1997). De verdroging vormt een complicatie bij het creëren van extra natte heide en struweel (het biotoop van onder andere de adder). Het bestrijden van de verdroging zou dan ook een belangrijk aandachtspunt dienen te zijn bij compensatie. Ook dient, afhankelijk van het habitat, rekening te worden gehouden met een lange ontwikkelingstijd.

Bij het bepalen van locaties voor nieuw aan te leggen habitat, dient naast de geschikte abiotische omstandigheden, ook rekening te worden gehouden met voldoende ruimtelijke samenhang tussen de nieuwe habitatplekken en het bestaande leefgebied. De nieuwe habitatplekken dienen de netwerkpopulatie van soorten van het betreffende habitat te versterken. Dit betekent dat zowel de ruimtelijke rangschikking van de habitatplekken als eventuele versnipperende en verstorende effecten bij de locatiekeuze in beschouwing dienen te worden genomen.

7 Conclusie

Van de in hoofdstuk 5 besproken effecten dient te worden bepaald in hoeverre deze in strijd zijn met de verplichtingen die voortvloeien uit de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn. Het toetsingskader 'Gunstige staat van instandhouding' (zie kader: *Gunstige staat van instandhouding*, paragraaf 2.1) vormt het uitgangspunt voor deze beoordeling. Gezien het voorzorgbeginsel (zie kader: *Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn*, paragraaf 2.1) is het aannemelijk maken van een significante achteruitgang voor één van de onderzochte soorten en/of habitattypen voldoende om te concluderen dat een bepaald tracé in strijd is met deze verplichtingen. Echter naarmate de negatieve effecten groter zijn en voor meerdere soorten gelden is deze strijdigheid groter.

Alleen in het geval van de effecten van geluidsverstoring op vogels, is er sprake van een gekwantificeerde dosis-effect relatie. Dat wil zeggen dat deze effecten zodanig zijn onderbouwd dat een gekwantificeerde uitspraak mogelijk is over de relatie tussen de ingreep en het aandeel van het habitat dat wordt verstoord. Voor de overige soortengroepen zijn wel studies bekend waarin sterfte en barrièrewerking zijn aangetoond, deze berusten echter veelal op kwalitatieve waarnemingen. Dit betekent dat er sprake is van een negatief effect, maar dat de grootte van dat effect, bijvoorbeeld in relatie tot de treinintensiteit, niet is onderbouwd door empirisch onderzoek. In deze gevallen is de grootte van het effect ingeschat op basis van expert judgement. Hoewel het dus, met uitzondering van de verstoringseffecten op vogels, niet mogelijk is de effecten exact te kwantificeren, is het wel mogelijk een rangorde aan te geven tussen de scenario's. Tevens is het op grond van de modelsimulaties aannemelijk te maken of de aard en grootte van de effecten de duurzame instandhouding van de soorten negatief zal beïnvloeden. In tabel 15 zijn de gevonden effecten samengevat.

De belangrijkste conclusie is dat de negatieve effecten van het historisch tracé door de Meinweg beduidend groter zijn dan van de tracévarianten die om het gebied heen worden geleid (A1 en A2). Tracévariant A1 (het noordelijke tracé) heeft naar verwachting de minste schade voor de Meinweg tot gevolg (zie tabel 15).

Permanente reactivering historisch tracé

De modelresultaten van de onderzochte amfibieën geven aan dat barrièrewerking en sterfte zullen leiden tot een achteruitgang in duurzaamheid van meerdere populaties in de Meinweg. Voor de rugstreeppad is tevens sprake van een geringe achteruitgang van de duurzaamheid van de netwerkpopulatie als geheel. De permanente reactivering van het historisch tracé, zowel *met* als *zonder* geluidschermen, wordt voor de onderzochte amfibieënsoorten dan ook in strijd geacht met de toetsingscriteria: *'uit populatiedynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van het natuurlijk leefgebied waarin hij voorkomt, en dat vermoedelijk op de lange termijn zal blijven'* en dat *'de staat van instandhouding van de voor dat leefgebied typische soorten gunstig is'*.

Tabel 15. Samenvatting van de effecten van de verschillende scenario's op de onderzochte diersoorten. Het aantal *** is een maat voor de grootte van het negatieve effect. (*) betekent dat er slechts een zeer gering effect te verwachten is; – geeft aan dat geen negatieve effecten worden verwacht. Het percentage dat is genoemd bij de vogelsoorten heeft betrekking op het maximale verlies aan areaal, gebaseerd op een draagkrachtverlies van 100% binnen de verstoorde zone.

Diersoort	Historisch tracé, tijdelijke reactivering	Historisch tracé, permanente reactivering	Historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	Tracé-variant A1	Tracé-variant A2
Kamsalamander	(*)	**	*	–	–
Rugstreeppad	*	***	**	(*)	****
Zandhagedis	–	–	*	–	–
Adder	–	*	**	–	–
Gladde slang	–	–	****	–	–
Blauwborst	1%	4%	–	–	–
Roodborsttapuit	2%	3%	1%	–	–
Nachtswaluw	2%	4%	1%	–	–
Wielewaal	6%	16%	4%	–	3%
Zwarte specht	5%	15%	4%	–	3%
Das	(*)	*	***	**	**

Voor de onderzochte reptielen, adder, gladde slang en zandhagedis, is een duidelijke opdeling van de netwerkpopulatie als gevolg van barrièrewerking bij reactivering van het historisch tracé alleen aanneemelijk bij plaatsing van geluidschermen die niet doorlaatbaar zijn. Plaatsing van niet-doorlaatbare geluidschermen kan ertoe leiden dat populaties van de adder ten zuiden van het spoor op termijn zullen verdwijnen. Voor de gladde slang kan dit betekenen dat de soort uit het gebied verdwijnt.

Geluidsbelasting door treinverkeer leidt tot een reductie van het leefgebied voor vogelsoorten. Bij permanente reactivering van het historisch tracé zonder geluidschermen gaat, afhankelijk van de soort, maximaal 3 tot 16% van het habitat van de onderzochte soorten in de Meinweg verloren¹⁴. Dit is formeel in strijd met de criteria dat 'de staat van instandhouding van de voor de leefgebieden van de Meinweg typische soorten gunstig is' en 'geen afname plaatsvindt van de oppervlakte van het leefgebied'. Een afname van maximaal 16% heeft betrekking op het habitat van de wielewaal, een indicator voor het prioritaire habitat 'alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior*'. Bij permanente reactivering komt circa 21% van het in de Meinweg aanwezige areaal van dit habitat in de verstoorde zone te liggen. Hierbij is dus sprake van *aantasting van prioritair habitat*. Geluidschermen langs het historisch tracé (hoogte: 2 meter) zijn effectief in het reduceren van het gevonden effect. Het verlies aan draagkracht en oppervlakte leefgebied wordt gereduceerd tot circa 25% van de verstoring bij reactivering van het historisch tracé zonder geluidschermen.

De geschiktheid van de Meinweg als leefgebied voor de das neemt af bij permanente reactivering van het historisch tracé zonder geluidschermen, als gevolg van sterfte door aanrijdingen. Er bestaat bij dit scenario een reële kans dat de in de Meinweg gelegen dassengroep Steenheuvel uitsterft. Bij reactivering van het historisch tracé met geluidschermen wordt sterfte als gevolg van aanrijdingen voorkomen doordat de

¹⁴ Uitgaande van een verlies aan draagkracht van 100% binnen de verstoorde zone.

geluidwerende voorzieningen het spoor voor dassen afschermt. Wèl is er als gevolg van de plaatsing van geluidschermen sprake van barrièrewerking, waardoor de netwerkpopulatie in tweeën wordt gedeeld, waarbij de nieuwe netwerkpopulatie ten zuiden van de spoorlijn een reële kans heeft om uit te sterven. De situatie van de dassen in de Meinweg, vooral de dassengroep Steenheuvel, wordt als gevolg van de tweedeling van de netwerkpopulatie kwetsbaarder. Enerzijds is dit een gevolg van het feit dat een deel van het leefgebied van deze dassengroep onbereikbaar wordt als gevolg van de barrière. Daarnaast komt deze dassengroep bij dit scenario in de periferie van de sleutelpopulatie te liggen en wordt aldus kwetsbaarder voor lokaal uitsterven. Dit is in strijd met het toetsingscriterium *‘gunstige staat van instandhouding van de voor dat leefgebied typische soorten’* van de Habitatrichtlijn.

Geconcludeerd wordt dat permanente reactivering van het historische tracé voor ten minste drie van de vier diersoortengroepen een zodanig negatief effect heeft dat dit in strijd is met de toetsingscriteria voor de gunstige staat van instandhouding volgens de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn.

Tracévarianten A1 en A2

Voor tracévariant A1 zijn voor de onderzochte soorten amfibieën, reptielen en vogels geen of slechts geringe negatieve effecten te verwachten binnen de Meinweg zelf. In zoverre lijkt tracévariant A1 dan ook niet in strijd met de verplichtingen in het kader van de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn. Wel moet worden opgemerkt dat tracévariant A1 is gepland door een belangrijk dassenbolwerk dat buiten de Meinweg ligt. De te verwachten effecten bij tracévariant A1, te weten habitatverlies en sterfte, zijn primair van invloed op dassenleefgebieden buiten de Meinweg. De effecten op de dassen(groepen) in de Meinweg zelf zijn gering en indirect. Als gevolg van habitatverlies en het verlies van burchten neemt de draagkracht van de sleutelpopulatie, waartoe ook twee van de drie dassengroepen in de Meinweg behoren, wel iets af. De sleutelpopulatie en daarmee de netwerkpopulatie als geheel blijven echter wel duurzaam.

Tracévariant A2 heeft geen aanwijsbare negatieve gevolgen voor de onderzochte vogel- en reptielensoorten. Van de onderzochte soorten amfibieën is voor de kamsalamander in de Meinweg geen effect geconstateerd. Tracévariant A2 doorsnijdt echter een belangrijke lokale populatie van de rugstreeppad hetgeen een significant negatief effect op de duurzaamheid van de netwerkpopulatie in de Meinweg tot gevolg heeft. Dit is in strijd met de toetsingscriteria uit de Habitatrichtlijn: *‘dat de betrokken soort ook op lange termijn een levensvatbare component van het natuurlijk leefgebied waarin hij voorkomt zal blijven’* en dat *‘de staat van instandhouding van de voor dat leefgebied typische soorten gunstig is’*.

Voor de das geldt dat de te verwachten effecten bij de tracévariant A2, te weten habitatverlies en sterfte, primair van invloed zijn op dassenleefgebieden buiten de Meinweg. De effecten op de dassen(groepen) in de Meinweg zelf zijn gering en het verdwijnen van dassen(groepen) uit de Meinweg is niet waarschijnlijk. Als gevolg van habitatverlies neemt de grootte van de sleutelpopulatie enigszins af, waartoe ook twee van de drie dassengroepen in de Meinweg behoren. Naar verwachting blijft de

sleutelpopulatie en daarmee de netwerkpopulatie als geheel echter wel duurzaam voortbestaan.

De geconstateerde effecten bij tracévariant A1 zijn van zo geringe omvang op de Meinweg dat dit niet strijdig wordt geacht met de gunstige staat van instandhouding van het gebied. Voor tracévariant A2 geldt dat alleen de te verwachten effecten voor de rugstreeppad in strijd zijn met een gunstige staat van instandhouding van de soort in de Meinweg volgens de toetsingscriteria van de Habitatrichtlijn.

Effecten op de autonome ontwikkeling

In het onderhavige onderzoek wordt de autonome ontwikkeling globaal als referentie meegenomen. De argumentatie hierachter is de verplichting tot pro-actieve beschermingsmaatregelen.

Voor de kamsalamander geldt dat de huidige ruimtelijke samenhang tussen de lokale populaties onvoldoende is om deze lokale populaties tot één netwerkpopulatie te kunnen rekenen. Dit betekent dat versterking van de afzonderlijke populaties en vergroting van de ruimtelijke samenhang noodzakelijk is voor een gunstige staat van instandhouding van de soort. De natuurontwikkelingsplannen dragen hiertoe in sterke mate bij. (Re)activering van het historisch tracé en tracévariant A2 beïnvloeden deze ontwikkeling in negatieve zin. Voor de rugstreeppad geldt dat zowel reactivering van het historisch tracé als tracévariant A2 versterking van de netwerkpopulatie ten gevolge van de autonome ontwikkelingen negatief zullen beïnvloeden.

Voor de adder en de gladde slang geldt dat de netwerkpopulaties in de huidige situatie als ‘zwak duurzaam’ worden ingeschat. De natuurontwikkelingsplannen worden dan ook noodzakelijk geacht voor een verbetering van de situatie voor deze beide soorten. Het historisch tracé doet, wanneer deze wordt uitgevoerd met geluidschermen, met barrièrewerking tot gevolg, deze ontwikkeling deels weer teniet.

Voor de roodborsttapuit en de blauwborst kunnen de natuurontwikkelingsplannen ertoe leiden dat de lokale populaties zodanig worden versterkt, dat deze kunnen uitgroeien tot sleutelpopulaties. Van een Habitat- en Vogelrichtlijngebied mag een dergelijke functie worden verondersteld. Het historisch tracé en de tracévariant A2 gaan tegen deze ontwikkeling in.

Uitbreiding van het leefgebied voor de das en een hogere dassendichtheid als gevolg van de autonome ontwikkelingen zal positief uitwerken op de duurzaamheid van de netwerkpopulatie. Deze ontwikkelingen worden door sterfte en barrièrewerking echter deels weer teniet gedaan ingeval van reactivering van het historisch tracé *met* en *zonder* geluidschermen en aanleg van tracévariant A2.

Wanneer er vanuit wordt gegaan dat pro-actieve bescherming betekent dat (1) populaties zich moeten kunnen ontwikkelen tot duurzame populaties van voldoende grootte, (2) deze populaties een positieve bijdrage leveren op de duurzaamheid van andere, nabijgelegen lokale populaties, en (3) de

ontwikkeling van gescheiden netwerkpopulaties naar één netwerkpopulatie wordt gerealiseerd, kan worden geconcludeerd dat het historisch tracé en tracévariant A2 deels tegen deze ontwikkeling ingaan.

Tijdelijke reactivering historisch tracé

Tijdelijke reactivering van het historisch tracé kent een significant lager aantal treinen en een lagere rijsnelheid dan permanente reactivering. De tijdelijkheid, ofwel de (relatief) korte tijdsperiode waarin sprake is van negatieve effecten op de duurzaamheid van dierpapulaties in de Meinweg, maken dat voor een aantal diergroepen, te weten reptielen en zoogdieren, geen significante effecten kunnen worden verwacht. Tijdelijke reactivering kan voor amfibieën wel leiden tot barrièrewerking en sterfte, hetgeen enige vermindering van de draagkracht van enkele leefgebieden in de Meinweg tot gevolg heeft. De geluidsbelasting door treinverkeer bij tijdelijke reactivering leidt eveneens tot een geringe vermindering van de habitatkwaliteit voor vogels. Bij tijdelijke reactivering van het historisch tracé gaat voor de onderzochte soorten maximaal 1 tot 6 procent van het leefgebied verloren. Dit effect is groter dan het effect dat wordt gevonden bij permanente reactivering van het historisch tracé met geluidschermen (zie ook tabel 15). Circa 3% van de oppervlakte van het prioritaire habitat '*alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior**' komt in de verstoorde zone te liggen.

De tijdelijke reactivering van het historisch tracé is voor zowel amfibieën als vogels, strikt formeel gezien, in strijd met de toetsingscriteria van de Habitat- en Vogelrichtlijn.

Wanneer echter de tijdelijke aard van reactivering in beschouwing wordt genomen (hier is een periode van circa 5 jaar verondersteld) en negatieve effecten zoveel mogelijk worden gemitigeerd, zal dit geen onomkeerbare aantasting van de Meinweg tot gevolg hebben.

Wanneer de tijdelijke reactivering zich over een langere periode uitstrekt dan de in dit onderzoek gehanteerde 5 jaar, kan de omkeerbaarheid van de aantasting afnemen en is een herevaluatie van deze conclusie noodzakelijk.

Mogelijkheden voor mitigatie en compensatie

Verlies aan habitatkwaliteit als gevolg van verstoring door geluid kan worden tegengegaan door het plaatsen van geluidschermen. Bij het plaatsen van geluidschermen met een hoogte van 2 meter wordt de geluidsverstoring bij vogels niet volledig opgeheven, maar wel sterk teruggebracht. Bij plaatsing van geluidschermen langs het historisch tracé wordt het habitatverlies voor de onderzochte vogelsoorten dan ook teruggebracht tot minder dan 5%.

Sterfte van zoogdieren en amfibieën (bij vogels en reptielen is bij reactivering geen sterfte verondersteld) wordt bij afscherming van de spoorlijn door faunkerende rasters en/of geluidschermen volledig voorkomen.

Afscherming van de spoorlijn voorkomt sterfte, maar werpt tegelijkertijd een extra barrière op die uitwisseling tussen populaties aan weerszijden van de spoorbaan onmogelijk maakt. De barrièrewerking die voor amfibieën, reptielen en kleine tot middelgrote zoogdieren door plaatsing van geluidschermen ontstaat, kan mogelijk worden opgeheven door verhoogde plaatsing van de geluidschermen¹⁵. Voor de zoogdieren blijft bij verhoogde plaatsing sprake van sterfte, voor de amfibieën van barrièrewerking en sterfte. Tevens is niet bekend in hoeverre deze aanpassing weer leidt tot een grotere geluidsbelasting en daarmee een groter habitatverlies voor vogels.

Een ander vorm van mitigatie van de barrièrewerking kan worden geboden door de plaatsing van geluidschermen te combineren met de aanleg van onderdoorgangen, die wat betreft ontwerp en dimensies zijn afgestemd op de eisen die de verschillende diergroepen stellen. Het is niet aannemelijk dat de effecten van versnippering volledig kunnen worden gemitigeerd door faunatunnels. Onderbouwde informatie over het effect van deze voorzieningen op populatie- en netwerkpopulatie-niveau ontbreekt vooralsnog.

In principe kan een verdiepte ligging van het historisch tracé met overkapping, waarbij habitat naderhand wordt hersteld ('*cut-and-cover*'-methode) alle hier genoemde effecten van reactivering van het historisch tracé op de Meinweg voorkomen. Bij het overwegen van deze optie, dient goed te worden onderzocht of er geen negatieve effecten optreden op de abiotiek (vooral de geohydrologische situatie) van het gebied.

Het aanleggen van nieuw habitat als aanvulling op mitigatie is in principe mogelijk. Hierbij dient, afhankelijk van het habitatype, rekening te worden gehouden met een lange ontwikkelingstijd, wat gezien de verplichting dat compensatie gerealiseerd dient te zijn vóór de (re)activering, een probleem kan zijn. Het aanleggen van het prioritair habitat: '*alluviale bossen met *Alnus glutinosae* en *Fraxinus excelsior**', lijkt niet goed mogelijk, gezien de zeer specifieke abiotische omstandigheden die voor dit habitat vereist zijn. Het aanleggen van nieuw habitat voor amfibieën kan wel in relatief korte tijd worden gerealiseerd. Compensatie kan ook gezocht worden in het opheffen van andere (infrastructurele) knelpunten waardoor een positief effect op de duurzaamheid van bijvoorbeeld de dassenpopulatie kan worden verkregen.

Concluderend kan worden gesteld dat, mogelijk met uitzondering van de *cut-and-cover* methode, ook na mitigatie en compensatie niet alle effecten van permanente reactivering van het historisch tracé (tijdig) zullen kunnen worden opgeheven.

Gezien de relatief beperkte invloed van de tracévarianten A1 en A2 op de Meinweg is de verwachting dat alleen de negatieve gevolgen van deze tracévarianten voldoende en tijdig kunnen worden voorkomen dan wel weggenomen.

¹⁵ Verhoogde plaatsing zal de barrièrewerking voor grote zoogdieren (ree, wild zwijn) niet opheffen.

Het onderhavige onderzoek beperkt zich tot de effecten van reactivering van de IJzeren Rijn op de ecologische situatie in het gebied de Meinweg. Andere effecten van de tracés op de omgeving zullen in de Trajectnota/MER aan de orde moeten komen.

8 Aanbevelingen

Specifiek ten aanzien van reactivering van de 'IJzeren Rijn' worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- Het in beeld brengen van effecten van reactivering op gebieden c.q. op dierpopulaties buiten de Meinweg. Een voorbeeld van het belang hiervan is het voorkomen in Duitsland van een relatief groot areaal van prioritair habitat: *alluviale bossen met Alnus glutinosae en Fraxinus excelsior* vlak langs het historisch tracé. Een ander voorbeeld is de doorsnijding van een belangrijke sleutelpopulatie van dassen door tracévariant A1 net ten noorden van de Meinweg. Het betrekken van de effecten op deze buiten de Meinweg gelegen natuurwaarden maakt een zorgvuldiger afweging omtrent de tracévarianten mogelijk.
- Uitbreiding van het onderzoek naar andere *indirecte* effecten van de reactivering op dierpopulaties. Te denken valt aan de effecten op de duurzaamheid van dierpopulaties in de Meinweg als gevolg van veranderingen/verschuivingen in recreatiedruk.
- Uitbreiding van het onderzoek naar andere omgevingsaspecten, zoals de effecten van de verschillende tracévarianten op de abiotiek van het gebied (o.a. geohydrologische gevolgen), effecten op het recreatief gebruik van de Meinweg (o.a. belevingswaarde), e.d.
- Het combineren van het onderhavige onderzoek met andere infrastructurele ontwikkelingen in de regio (N68, A73).

Gezien de verplichtingen die voortvloeien uit nationaal en internationaal beleid met betrekking tot de ecologische consequenties van (infrastructurele) ingrepen is de verwachting dat in de toekomst meer studies als het onderhavige onderzoek zullen worden uitgevoerd. Een belangrijke lacune bij deze studies is gedetailleerde kennis over de relaties tussen (rail)infrastructure en de afzonderlijke versnipperingseffecten: barrièrewerking, sterfte en verstoring. Er is behoefte aan onderbouwde dosis-effect relaties en getoetste effectvoorspellingsmethoden. Het verdient dan ook aanbeveling om op korte termijn deze leemten in kennis weg te nemen. Hierbij moet ondermeer worden gedacht aan:

- Experimenteel (veld)onderzoek dat zich richt op het achterhalen van dosis-effect relaties waarmee het effect van (het gebruik van) railinfrastructure op dierpopulaties nauwkeuriger kan worden gekwantificeerd.
- De ontwikkeling van modellen waarmee op basis van gevonden relaties voorspellingen kunnen worden gedaan omtrent de te verwachten effecten van de aanleg en ingebruikname van een spoorlijn.
- Monitoring van de werkelijke effecten na uitvoering van een project c.q. het toetsen van de voorspellingen uit dit onderzoek aan de werkelijke situatie na reactivering, waardoor gebruikte aannames en uitgangspunten beter op waarde kunnen worden geschat en zonodig aangescherpt.
- Het ontwikkelen van een generieke methodiek, waarmee de onderzoeksresultaten kunnen worden vertaald naar adviezen voor mitigatie en compensatie.

Literatuur

- Akcakaya, H.R. & L.R. Ginzberg 1991. Ecological risk analysis for single and multiple populations. In: A. Seitz & V. Loeschcke (eds.), Species conservation: a population-biological approach. pp. 73-85. Birkhuser Verlag, Basel.
- Anoniem 1997. Bijna vierhonderd dassen in verkeer omgekomen in 1996. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Nieuwsbrief Versnippering....Ontsnippering, 8: 3.
- Anoniem 1988. Beheersplan De Meinweg - periode 1988-1998. Staatsbosbeheer, Roermond.
- Anoniem 1999. Actuele en potentiële dassenburchten in spoordijken in Noord-Brabant en Limburg. Rapport 1478-A, NS Railinfrabeheer Regio Zuid, Eindhoven / Taken Landschapsplanning bv, Roermond.
- Apeldoorn, R.C. van & J. Kalkhoven 1991. De relatie tussen zoogdieren en infrastructuur; de effecten van habitatfragmentatie en verstoring. Rapport 91/22, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Apeldoorn, R.C. van, J. Verboom & W. Nieuwenhuizen 1997. DASSIM, een simulatiemodel voor de evaluatie van verkeersscenario's: calibratie en validatie. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Asseldonk, E. van 1990. Broedvogels van de Meinweg in 1988 en 1989. Limburgse Vogels 1(3): 1-10.
- Bal, D. H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapportnr. 11, IKC natuurbeheer, Wageningen.
- Barandun, J. 1991. Amphibienschutz an Bahnlinien. Natur und Landschaft 66:305.
- Barrass, A.N. 1986. The effects of highway traffic noise on the phonotactic and associated reproductive behavior of selected anurans. Dissertation abstract international 46(8): 2609.
- Barrass, A.N. & Cohn 1983. Variation of the spacing of calling male *bufo-woodhousei* and *hyla-cinerea* near highway noise. Annual meeting of the american society of zoologists, american microscopical society, animal behavior society, crustacean society, international association of astacology, society of systematic zoology, and the western society of naturalists, Denver, Colo., USA, dec. 27-30, 1984. *am zool* 24 (3). 1984.
- Bekker, G.J. & K.J. Canters 1997. The continuing story of badgers and their tunnels. In: K.J. Canters (ed.), Proceedings of the international conference Habitat

fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17-21 september 1995; pp. 344-353. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Bergers, P.J.M. 1997. Versnippering door railinfrastructuur. Een verkennende studie. Rapportnr. 262. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek - Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen.

Bergers, P.J.M. 1998. De Noordse woelmuis. *De Levende Natuur* 99 (6): 222-223.

Berris, L. 1997. The importance of the ecoduct at Terlet for migrating mammals. In: Canters (ed.), *Proceedings of the international conference Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17-21 september 1995*; p. 418-420. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Blab, J. 1986. *Biologie, Oekologie und Schutz von Amphibien. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 18. Kilda Verlag, Bonn.

Bol, S. 1999. Akoestisch onderzoek Nationaal park De Meinweg, gemeente Roerdalen. Rapport nr 9130042, NS Technisch Onderzoek, Utrecht.

Bossenbroek, Ph. & J.T. Hermans 1999. Nationaal park De Meinweg. *Natuurhistorisch Maandblad*, 88: 282-288.

Brandjes, G.J. & G.F.J. Smit 1999. Aangereden dieren langs spoorwegen. Ontsnipperingsonderzoek Railinfrastructuur Module Sterfte – fase 1, Enquete en Praktijkonderzoek trefkans. Rapport 99.74, Bureau Waardenburg bv.

Broekhuizen, S., C.A. van 't Hoff, F. Maaskamp & T. Pauwels 1986. Het belang van heggen als geleiding voor migrerende dassen *Meles meles* (L., 1758). *Lutra* 29: 54-66.

Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (eds.) 1992. *Atlas van de Nederlandse zoogdieren*. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Broekhuizen, S., G.J.D.M. Müskens & K. Sandidorf 1994. Invloed van sterfte door verkeer op de voortplanting bij dassen. IBN-rapport 055, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek - Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen.

Broekhuizen, S. & H. Derckx 1996. Durchlässe für Dachse und ihre Effektivität. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 42: 134-142.

Brongers, M. 1996. De vegetatie van het natuurreservaat de Meinweg in 1995. A&W-rapport 138. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.

Bund, C.F. van de 1991. Herpetofauna in weg- en spoorwegbermen. In: *Natuurbeheer voor reptielen en amfibieën*, WARN-publicatie Nr. 7, Amsterdam.

Bureau Natuurbalans 2000. Gezamenlijke en integrale natuurvisie oost-Roermond. De natuurvisie.

Clarke, G.P., P.C.L. White & S. Harris 1998. Effects of roads on badger (*Meles meles*) populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.

Creemers, R.C.M. 1996. Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. Publicatienr. 2, Stichting RAVON, Nijmegen.

Daan, R. 1981. Slangen. In: M. Sparreboom (red.), *De amfibieën en reptielen van Nederland, België en Luxemburg*. A.A. Balkema, Rotterdam.

Day, J.R. & H.P. Possingham 1995. A stochastic model with variability in patch size and position. *Theoretical Population Biology* 48: 333-360.

Derckx, H. 1986. Ervaringen met dassenvoorzieningen bij Rijksweg 73, tracé Teerschiedijk-Maasbrug. *Lutra* 29 (1): 67-75.

Dijk, A.J. van, F. Hustings, H., Sierdsema & R. Meijer 1997. Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 1995. SOVON-monitoringrapport 1997/06. SOVON, Beek-Ubbergen.

EEG 1979. Richtlijn 79/409/EEG inzake het behoud van de vogelstand, 25 april 1979. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, Nr. L 103.

EEG 1992. Richtlijn 92/43/EEG inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna, 21 mei 1992. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, Nr. L 206/7.

European Commission 2000. Managing Natura 2000 sites. The provision of article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/EEC.

Foppen, R. & C. Van Seggelen 1995. Verspreiding en aantalsverloop van de Blauwborst in Limburg en aangrenzende gebieden. *Limburgse Vogels* 6 (2): 37-48.

Gabriëls, J., J. Stevens & P. van Sanden 1994. Broedvogelatlas van Limburg. Veranderingen in aantallen en verspreiding na 1985. LIKONA. Provincie Limburg, Culturele aangelegenheden. ISBN 90-6685-140-6

Georgii, B. 1997. Wildsäuger an bestehenden Grünbrücken: 141-155. In: H.P. Pfister, V. Keller, H. Reck & B. Georgii (eds). *Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege*. Heft 756, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Bonn-Bad Godesberg.

Gerats, A.G.M. 1981. Salamanders. In: M. Sparreboom (red.), *De amfibieën en reptielen van Nederland, België en Luxemburg*. A.A. Balkema, Rotterdam.

Goedhart, T. 1998. Vogel- en Habitatrichtlijn: de juridische meerwaarde in Nederland. *De Levende natuur* 99 (6): 208 - 211.

Grift, E.A. van der 1995. Beheerplan spoorbermen Meinweg – Ecologisch beheer van spoorbermen in het Nationaal Park De Meinweg. Holland Railconsult, Utrecht.

Grift, E.A. van der 1999. Mammals and railroads: impacts and management implications. *Lutra* 42: 77-98.

Grift, E.A. van der & H.M.J. Kuijsters 1998. Mitigation measures to reduce habitat fragmentation by railway lines in the Netherlands: 166-170. In: G.L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler & J. Berry (eds). *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. February 10-12, 1988, Ft. Meyers, Florida. FL-ER-69-98, Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida.

Grossenbacher, K. 1981. Amphibien und Verkehr. Koöordinationsstelle für Amphibien- und reptilienschutz in der Schweiz, Publikation nr. 1, Bern.

Günther, R. (Hrsg.) 1996. *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany.

Günther, R. & F. Meyer 1996. Kreuzkröte *Bufo calamita*. In: Günter, R. (Hrsg.) *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Halley, J.M., R.S. Oldham & J.W. Arntzen 1996. Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of Applied Ecology* 33: 455-470.

Hecnar, S.J. & R.T.M. Closkey 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* 77:2091-2097.

Hedeen, S.E. & D.L. Hedeen 1999. Railway-aided dispersal of an introduced *Podarcis muralis* population. *Herpetological Review* 30(1): 57 – 58.

Helmer, W. 1987. Een onderzoek naar het voorkomen van vleermuizen in 25 bosgebieden in Nederland. Stichting Vleermuisonderzoek, Soest.

Hermann, M. H. Müller-Sties & M. Trinzen 1997. Bedeutung von Grünbrücken für Dachse (*Meles meles* L.), untersucht an den Grünbrücken der B31 neu zwischen Stockach und Überlingen: 173-204. In: H.P. Pfister, V. Keller, H. Reck & B. Georgii (eds). *Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege*. Heft 756, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Bonn-Bad Godesberg.

Hermans, J.T. 1992. *De libellen van de Nederlandse en Duitse Meinweg (Odonata)*. Natuurhistorisch Genootschap in Limburg. Maastricht.

Heymann, Y., C. Steenmans, G. Croisille & M. Bossard 1994. CORINE land cover Technical guide. Luxembourg, ISBN 92-826-2578-8.

Hinssen, J.P.P. 1997. Sturing van nationale parken in Nederland. CSTM studies en rapporten nr. 58, Sittard/ Wageningen.

Hollander, H. & P. van der Reest 1994. Rode Lijst van bedreigde zoogdieren in Nederland. Mededeling nr. 15 van de Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht.

Hom, C.C., P.H.C. Lina, G. van Ommering, R.C.M. Creemers & H.J.R. Lenders 1996. Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Houweling, H., M.J.W. Jansen, J.T.R. Kalkhoven en R. Pouwels, 1999. LARCH-Rivier. Gevoeligheidsanalyse op basis van de studie DELTA-ECONET. Intern rapport Alterra, Wageningen.

Hubatsch, K. 1996. Die Vögel des Kreises Viersen. Gesellschaft Rheinische Ornithologen, Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens, Band 34. Bergheim.

Huijser, M.P., E.A. van der Grift & G.J. Bekker 1999. Habitat fragmentation and infrastructure: a review of the proceedings of a European and a North American conference. Lutra 41: 43-54.

Hustings, F., R. Foppen, N. Beemster, H. Castelijns, H. Groot, R. Meijer & R. Strucker 1995. Spectaculaire opleving van Blauwborst *Luscinia svecica cyaneola* als broedvogel in Nederland. Limosa 68: 147-158.

IKC 1997. Wegen naar natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B). Rapportnr. 26. Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer, Wageningen.

Kalkhoven, J.T.R., R.C. van Apeldoorn & R.P.B. Foppen 1995. Fauna en natuurdoeltypen; minimumoppervlakte voor kernpopulaties van doelsoorten zoogdieren en vogels. IBN-rapport 193. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 134 p.

Kalkhoven, J., R. van Apeldoorn, P. Opdam & J. Verboom 1996. Worden onze natuurgebieden groot genoeg? Landschap 13/1: 5-15.

Klewen, R. 1988. Verbreitung, Ökologie und Schutz von *Lacerta agilis* im Ballungsraum Duisburg/Oberhausen. Mertensiella 1: 178 – 194.

Knol, W.C. 1978. Zoogdieren en vogels, verongelukt langs een spoorlijn. Te Velde 16: 17-19.

Knol, W.C. 1987. Dode vogels en zoogdieren langs het spoorwegtraject Hoevelaken-Amersfoort. Te Velde 35: 3-6.

Kornacker, M. 1993. Populationsökologische Untersuchungen an einer Bahndam-Population von *Lacerta vivipara* im Rheinland. Salamandra 29(2): 97 – 118).

Krummenacher, E. & C. Meier 1989. Geleise als Barriere für die Amphibienwanderung: Untersuchung der Wirksamkeit einer Sanierung. Aqua Terra, Schwerzenbach.

Krummenacher, E. & C. Meier 1991. Geleise als Barriere für die Amphibienwanderung: Erprobung einer weiteren Sanierungsmöglichkeit während des Laichzuges 1991. Aqua Terra, Schwerzenbach.

Kuijk, J.D. van. In voorbereiding. Evaluatie verbindingzones. Een methode voor het bepalen van optimale locaties. Intern rapport Alterra, Wageningen.

Lange, R., P. Twisk, A. van Winden & A. van Diepenbeek 1994. Zoogdieren van West-Europa. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht; Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht.

Lankester, K., R.C. van Apeldoorn, E. Meelis & J. Verboom 1991. Management perspectives for populations of the Eurasian badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. Journal of Applied Ecology 28: 561-573.

Lehmann, H. 1989. Beobachtungen zur Laichwanderung der Molche. Loelf Mitteilungen 2: 51-52.

Lenders, A.J.W. 1982. De Meinweg – Een inventarisatie van hogere plant- en diersoorten in het Vogelreservaat en omgeving. Melick.

Lenders, A.J.W. 1992. Adder. In: J.E.M. van der Coelen (red.), Verspreiding en ecologie van amfibieën en reptielen in Limburg. Stichting RAVON / Natuurhistorisch genootschap in Limburg, Maastricht.

Lenders, A.J.W. 1996. Dispersie van watersalamanders tijdens de voorjaarsstrek. Natuurhistorisch Maandblad 85-5: 94 -100.

Lenders, A.J.W., P.W.A.M. Janssen en M. Dorenbosch 1999. De adder, hét symbool van Nationaal Park de Meinweg. Natuurhistorisch Maandblad 88-12: 316 – 320.

Lensink, R. 1997. Range expansion of raptors in Britain and the Netherlands since the 1960s: testing an individual-based diffusion model. Journal of Animal Ecology 66: 811-826.

Miaud, C., P.Joly, & J. Castanet 1993. Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. Canadian Journal of Zoology 71: 1874-1879.

Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers 1997. Atlas van de Nederlandse vleermuizen. Onderzoek naar verspreiding en ecologie. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Lina, P.H.C. & G. van Ommering 1994. Rode lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland. Wageningen. IKC natuurbeheer/ Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen.

Mildenberger, H. 1982. Die Vögel des Rheinlandes, Band 1. Gesellschaft Rheinischer Ornithologen, Düsseldorf. ISBN 3-921421-44-4.

Mildenberger, H. 1984. Die Vögel des Rheinlandes, Band 2. Gesellschaft Rheinischer Ornithologen, Düsseldorf. ISBN 3-921427-09-6.

Ministerie LNV 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-3, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage.

Ministerie LNV 1993. Dassenbeschermingsplan Limburg, Deel III. Geactualiseerde kaarten van het leefgebied van de Das (*Meles meles*). Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij - Consulentenschap NBLF in Limburg. Roermond.

Ministerie LNV 1995. Toelichting op toepassing compensatiebeginsel bij concrete projecten. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage.

Ministerie LNV 1999a. Brief van de staatssecretaris LNV van 5 maart 1999 aan de Tweede Kamer, vergaderjaar 1998-1999 no. 26 2000 XIV, nr. 43.

Ministerie LNV 1999b. Vogel- en Habitatrichtlijn en Wetlandconventie. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij - Directie Natuurbeheer, 's Gravenhage.

Ministerie LNV 2000. Selectiecriteria en methode van begrenzing. Onderdeel van de Nota van Antwoord Vogelrichtlijn. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Natuurbeheer, 's Gravenhage.

Ministerie LNV/VROM 1993. Structuurschema Groene Ruimte. Deel 3. Ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Visserij / Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 's Gravenhage.

Ministerie LNV/VROM 1995. Structuurschema Groene Ruimte. Deel 4. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij / Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 's Gravenhage.

Ministerie V &W / NS Railinfrabeheer 1999. Startnotitie IJzeren Rijn. Ministerie van Verkeer en Waterstaat - Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Limburg/ Directie Noord-Brabant / NS Railinfrabeheer, Maastricht/Utrecht.

Müri, H. & K. Stambach 1991. Bahn 2000 will Rücksicht nehmen auf Wildtiere. Empfehlungen zur Gestaltung von Brücken und Lärmschutzwänden. Wildtiere, 1: 12.1-12.11.

Muskens, G.J.D.M. & S. Broekhuizen 1993. Migratie bij Nederlandse dassen *Meles meles* (L., 1758). Rapportnr. 003, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek - Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen.

Neal, E. & C. Cheeseman 1996. Badgers. T & A D Poyser Ltd, London.

Noorden, B. van 1994. Broedvogels van Midden-Limburg, Avifaunakartering Limburg deelgebied III, 1992. Provincie Limburg, Hoofdgroep Ruimtelijke Ordening en Volkshuisvesting, Bureau Landelijk Gebied, Maastricht.

Noorden, B. van 1996. Broedvogels van de Roerstreek en Grensmaas, Avifaunakartering Limburg deelgebied V, 1994. Provincie Limburg, Hoofdgroep Ruimtelijke Ordening en Volkshuisvesting, Bureau Inrichting Landelijk Gebied, Maastricht.

Osieck, E. 1998. Natura 2000: naar een Europees netwerk van natuurgebieden. De Levende Natuur 99: 224-231.

Osieck, E.R. & F. Hustings 1994. Rode lijst van bedreigde soorten en blauwe lijst van belangrijke soorten in Nederland. Technisch rapport 12, Vogelbescherming Nederland, Zeist.

Pechmann, J.H.K. & D.E. Scott 1991. Declining Amphibian Populations - The Problem of Separating Human Impacts from Natural Fluctuations. Science 253: 892-895.

Pouwels, R. 2000. LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. Alterra, rapportnr. 043. Wageningen.

Reh, W. & A. Seitz 1993. Populationsstudien beim Grasfrosch. Ein Beitrag der Populationsbiologie zu Landschaftsplanung und Biotopverbund. Naturschutz und Landschaftsplanung 25(1): 10-17.

Reijnen, M.J.S.M. 1995. Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in the Netherlands. Dissertatie, Universiteit van Nijmegen, Nijmegen.

Reijnen, M.J.S.M., G. Veenbaas & R.P.B. Foppen 1992. Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties Ministerie van Verkeer en Waterstaat, DG Rijkswaterstaat, DWW. Instituut voor Bos en Natuuronderzoek - Dienst Landbouwkundig Onderzoek. P-DWW-92-709, ISBN 903690202 9.

Reijnen, R. & R. Foppen 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of a reduced habitat quality for willow warblers *Phylloscopus trochilus* breeding close to a highway. Journal of Applied Ecology 31: 85-94.

Reijnen, R., R. Foppen, C. ter Braak & J. Thissen 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. The reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.

Reijnen, R. & R. Foppen 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 32: 481-491.

Reijnen, R., R. Foppen & H. Meeuwsen 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.

Reijnen, R., G. Veenbaas & R. Foppen 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6: 567-581.

Reijnen, R. & B. Koolstra 1998. Evaluatie van de ecologische verbindingzones in de provincie Gelderland. IBN-rapport 372. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong & M. de Heer. In druk. LARCH Vogels Nationaal. Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek - Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen.

Reijnen, R., P.J.M. Bergers, R.P.H. Snep & W. Nieuwenhuizen. In voorbereiding. Effect van verstoring door treinverkeer op de dichtheid van weidevogels. Alterra en NS Railinfrabeheer, Wageningen/ Utrecht.

Reyrink, L. 1995. De vogels van het Duitse natuurgebied Krickenberg. *Seen. Limburgse Vogels* 6 (1): 12-19.

Rodriguez, A., G. Crema and M. Delibris 1996. Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33, 1527 – 1540.

Roomen, M.W.J. van, A. Boelen, M.J.T. Van der Weide, E.A.J. van Winden & D. Zoetebier 2000. Belangrijke vogelgebieden in Nederland, 1993-1997. Actueel overzicht van Europese vogelwaarden in aangewezen en aan te wijzen speciale beschermingszones en andere belangrijke gebieden. SOVON - informatierapport 2000/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1995. De Vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. OPULUS PRESS Uppsala/Leiden.

Schaminée, J.H.J., A.F.H. Stortelder, & E.J. Weeda 1996. De Vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. OPULUS PRESS Uppsala/Leiden.

Schepers, F. & E. van Asseldonk 1989. De Nachtzwaluw *Caprimulgus europaeus* als broedvogel in Limburg. Het Vogeljaar 37(6): 322-331.

Scholte, P. 1982. Paddenbescherming door snelheidsbeperking. De Levende Natuur 84: 55-59.

SCV, 1996. Mortalidad de vertebrados en lineas de ferrocarril. Documentos Técnicos de Conservación SCV, nº 1. Sociedad Conservación Vertebrados, Madrid.

Sluis, T. van der, R.J.F. Bugter & C.C. Vos 1999. Recovery of the Great crested newt population (*Triturus cristatus* Laurenti, 1768) in Twente, the Netherlands? In: Ponds & Pond Landscapes of Europe. Ed. J. Boothby, pp. 235-246.

Sluis, T. van der & R.J.F. Bugter 2000. Bezetting en kolonisatie van poelen door Kamsalamander en Bruine kikker in Twente. Geaccepteerd voor themanummer De Levende Natuur, juli 2000.

Stortelder, A.F.H., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De Vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. OPULUS PRESS Uppsala/Leiden.

Tempel, M.W. van den 1993. Vogelslachtoffers in het wegverkeer. Technisch rapport 11. Vogelbescherming Nederland, Zeist.

Tooren, B. van, J. Dewyspelaere, R. de Wijs, K. Decler, M. de Wilde & J. Thissen 1998. Beschermde habitats en soorten in Nederland en Vlaanderen. De Levende Natuur, 99: 212-217.

Verboom, J. 1996. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. IBN Scientific Contributions 3. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek - Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen.

Verboom, B. 1998. The use of edge habitats by commuting and foraging bats. Scientific Contribution 10. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek - Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen.

Verboom, J., R.P.B. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam & P.C. Luttikhuisen. In druk. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. Biological conservation.

Vereniging Das en Boom 1981. De das (*Meles meles* (L.)) in het Rijk van Nijmegen. Een rapport over het onderzoeksjaar 1980. Vereniging Das & Boom, Nijmegen.

Vink, J. & R.C. van Apeldoorn 1995. De das *Meles meles* in Keent, Noord-Brabant: de geschiedenis van een lokale dassenpopulatie. Lutra 38: 105-119.

- Vos, C.C. 1999. A frog's-eye view of the landscape; quantifying connectivity for fragmented amphibian populations. Ph.D. thesis. Wageningen University. Ook gepubliceerd als IBN Scientific Contributions 18. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Vos, C.C. & J.P. Chardon 1994. Herpetofauna and traffic roads; a literature review. Volume 24. Ministry of Transport and Public Works, Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Delft.
- Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam, C.J.F. Ter Braak. In druk. Towards ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*.
- Wansink, D.E.H. 1992. Van nomade tot kasteelheer; uitgangspunten voor het beheer van de das in Drenthe. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij - NBLF-Drenthe, Assen.
- Wansink, D.E.H. 1995. Kansen voor de Gooise das? Wetenschapswinkel Biologie, Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Wiertz, J. & J. Vink 1983. Inventarisatierapport over de das in Nederland 1960-1980. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Wijngaarden, A. van & J. van de Peppel 1964. The badger, *Meles meles* (L.), in *The Netherlands*. *Lutra* 6: 1-60.
- Wink, M. 1988. Die Vögel des Rheinlandes, Band 3. Atlas zur Brutvogelverbreitung. Gesellschaft Rheinischer Ornithologen, Düsseldorf. ISBN 3-88949-129-4.
- Wolf, K.R. 1993. Zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* L. unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Migrationshindernissen auf das Wanderverhalten und die Entwicklung von vier Erdkrötenpopulationen im Stadtgebiet von Osnabrück. Dissertatie Universität Osnabrück. Mellen University Press, Lewiston, New York.
- Zuiderwijk, A. 1989. Reptielen in wegbermen. Een analyse van 106 locaties. Instituut voor taxonomische zoölogie, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.

Bijlagen

Bijlage 1 Begrippenlijst

Barrière

Landschapselement dat de uitwisseling tussen leefgebieden (dispersiestroom) relatief sterk afremt of volledig blokkeert.

Dispersie

Ongerichte beweging van een organisme naar een (mogelijke) habitatplek (leefgebied).

Dispersiestroom

Het aantal individuen op dispersie per tijdseenheid, bijvoorbeeld op een punt in het landschap, vanuit een habitatplek of voor landschappen als geheel.

Draagkracht van een gebied

Het aantal individuen dat van een bepaalde soort kan leven in het betreffende gebied of element; dit aantal hangt af van de kwaliteit en de oppervlakte.

Duurzaam

Een populatie of netwerk is duurzaam als de kans op overleven na 100 jaar gelijk is aan of groter dan 95%.

Duurzame populatie

Geïsoleerde populatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans 5% in 100 jaar is.

Lokale extinctie

Het uitsterven van een lokale populatie. Onder uitsterven wordt verstaan dat er gedurende een voortplantingscyclus geen potentieel reproductieve eenheid in een habitatplek aanwezig is.

Habitat

Verzameling van waarden van voor een soort relevante leefvoorwaarden waarbij aan de fysiologisch bepaalde eisen van voortplanting en overleving van een soort wordt voldaan; het is een abstract begrip. Doorgaans is het habitat van een soort aan te duiden als een bepaald biotoop (bos, heide, etc.)

Habitatkwaliteit

De mate waarin een habitatplek voldoet aan de fysiologische voorwaarden van een soort.

Habitatnetwerk

Verzameling habitatplekken waarbinnen een netwerkpopulatie van een soort kan functioneren. Dat houdt in dat alle plekken voor individuen van de soort bereikbaar zijn, maar laat onverlet dat een deel in de praktijk onbezet kan zijn.

Habitatplek

Ruimtelijk gedefinieerde plek waar habitat van een soort is gerealiseerd.

Indicatorsoort

Soort die gebruikt kan worden om een bepaalde kwaliteit, een bepaalde toestand van een ecosysteem of biotoop aan te geven; de uitspraak die op basis van zo'n indicatorsoort wordt gedaan, kan worden geëxtrapoleerd naar andere soorten die op een vergelijkbare manier reageren op de bewuste toestand.

Isolatie

Het gecombineerde effect van weerstand en afstand tussen habitatplekken, waardoor uitwisseling van individuen van een soort tussen die plekken belemmerd wordt.

Juveniel

Onvolwassen

Leefgebied

zie habitatplek

Levensvatbaar

zie duurzaam

Lokale populatie (deelpopulatie)

Een populatie van een soort in een habitatplek binnen een habitatnetwerk.

Metamorfose

Gedaanteverwisseling, bijvoorbeeld bij vlinders (ei-rups-pop-vlinder) en amfibieën (kikkervisje-kikker).

Netwerkpulatie

Een ruimtelijk gestructureerde populatie, verdeeld in deelpopulaties (lokale populaties) die met elkaar via dispersie een groter geheel (netwerk) vormen.

Overlevingskans

De kans dat een populatie na een bepaald aantal jaren nog aanwezig is; hier wordt 100 jaar als norm gehanteerd.

Reproductieve eenheid (RE)

Het minimum aantal dieren dat voor de voortplanting kan zorgen. In veel gevallen is dat een mannetje en een vrouwtje (een paar). In een aantal gevallen is het een kleine sociale groep.

Sleutelpopulatie (sleutelgebied)

Lokale populatie van een zodanige omvang dat de kans op lokale extinctie $\leq 5\%$ in 100 jaar is, op voorwaarde van één immigrant per generatie.

Versnippering

- Het uiteenvallen van het leefgebied van een planten- of diersoort in kleinere eenheden (snippers, fragmenten) habitat, die worden gescheiden door als habitat ongeschikt terrein of een barrière.

- Aanduiding voor de toestand van een versnipperd gebied.

Weerstand van het landschap

De mate waarin de dispersiestroom door het landschap wordt gerealiseerd, in vergelijking tot de dispersie in continu habitat.

Bijlage 2 Kwalificatie van de Meinweg als Habitatrictlijn- en Vogelrichtlijngebied

In de rapportage van het Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer¹⁶ (19-10-98) wordt de aanmelding van de Meinweg onder de Habitatrictlijn als volgt op basis van de beoordelingscriteria van de Europese Commissie beargumenteerd (tabel 1).

Tabel 1. Habitattypen op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrictlijn

EU-Code	Habitatype	Bedekking (%)	Representativiteit	Relatieve oppervlakte	Beschermings-status	Algemene evaluatie
4030	Droge Europese heide	20	B	B	B	B
2310	Psammofiele heide met Calluna en Genista	10	B	B	B	B
4010	Noord-Atlantische vochtige heide met Erica tetralix	5	B	C	B	B
91E0	Prioritair habitat Alluviale bossen met Alnus glutinosae en Fraxinus excelsior	2	B	C	B	B
3160	Dystrofe natuurlijke poelen en meren	1	B	B	B	B

Legenda:

Bedekking:

Het percentage van het oppervlak van de Meinweg dat wordt bedekt door het habitatype.

Representativiteit:

De mate waarin het in de Meinweg voorkomende habitatype representatief is voor het specifieke habitatype.

A : excellente representativiteit

B : goede representativiteit

C : significante representativiteit

D : niet significante aanwezigheid van een habitat

Relatieve oppervlakte:

De oppervlakte van het deel van het gebied waar het natuurlijke habitatype aangetroffen wordt in relatie tot de totale oppervlakte van dat natuurlijke habitatype binnen het nationale grondgebied.

A : 15 - 100%

B : 2 - 15%

C : 0- 2%

¹⁶ Thans Expertisecentrum LNV

Beschermingsstatus:

De mate waarin de structuur en functies van het betreffende habitatype behouden zijn en de mogelijkheden voor herstel..

- A : excellente structuur onafhankelijk van de score t.a.v. de mate van het conserveren/ behoud van functies en de herstelbaarheid
- A of B : goed geconserveerde structuur in combinatie met excellente of goede verwachtingen t.a.v. het conserveren/ behoud van functies
- C : gemiddelde of gedeeltelijk gedegradeerde structuur in combinatie met gemiddelde of ongunstige vooruitzichten voor het conserveren of behoud van functies

Algemene evaluatie:

Globale inschatting van de waarde van het gebied voor het behoud van het betreffende habitatype.

- A : excellent
- B : goed
- C : significant

Tabel 2 biedt een opsomming van de diersoorten, op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrictlijn.

Tabel 2. Diersoorten, vermeld in bijlage II van de Habitatrictlijn, op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrictlijn.

EU-Code	Soort	Populatie	Gebiedsevaluatie			
		resident	populatie	bescherming	isolatie	algemeen
Zoogdieren						
1324	Vale vleermuis (Myotis myotis)	V	C	C	B	C
Amfibieën en reptielen						
1166	Kamsalamander (Triturus cristatus)	R	C	C	C	C
Vissen						
1096	Beekprik (Lampetra planeri)	R	B	B	A	B
1145	Grote modderkruiper (Misgurnus fossilis)	R	C	B	B	B
Ongewervelden						
1042	Gevlekte witsnuitlibel (Leucorrhinia pectoralis)	R	B	C	A	C

Legenda:

Resident:

- R : zeldzaam
- V : zeer zeldzaam

Populatie (gebiedsevaluatie):

Omvang en dichtheid van de populatie van de soort in het gebied ten opzichte van de populaties op het nationale grondgebied.

- A : 15 - 100%
- B : 2 - 15%
- C : 0 - 2%
- D : populatie verwaarloosbaar

Bescherming:

Mate van instandhouding van de elementen van het habitat die van belang zijn voor de betrokken soort en herstelmogelijkheden.

- A : uitstekend bewaard (elementen volkomen gaaf, ongeacht de beoordeling van de herstelmogelijkheid)
- B : goed bewaard (elementen goed geconserveerd, ongeacht de beoordeling van de herstelmogelijkheid, of elementen in matige conditie of gedeeltelijk aangetast en herstel gemakkelijk)
- C : matig of minder goed bewaard (alle andere combinaties)

Isolatie:

De mate van isolatie van de populatie aanwezig in het gebied in relatie tot de natuurlijke spreiding (range) van de soort.

- A : (vrijwel) geheel geïsoleerde populatie
- B : niet - geïsoleerde populatie aan de rand van het areaal
- C : niet - geïsoleerde, door de rest van het areaal omsloten populatie

Algemeen:

Een globale inschatting van de waarde van het gebied voor het behoud van de betreffende soort.

- A : uiterst waardevol
- B : waardevol
- C : beduidend

Tabel 3 biedt een opsomming van de plantensoorten, op basis waarvan de Meinweg in aanmerking komt voor de status van Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn. Het gaat in dit geval om één soort.

Tabel 3. Plantensoorten, vermeld in bijlage II van de Habitatrichtlijn, op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn. Legenda: zie tabel 2.

EU-Code	Naam	Populatie	Gebiedsevaluatie			
			populatie	bescherming	isolatie	algemeen
1831	Drijvende waterweegbree (Luronium natans)	R	C	B	C	B

In een rapportage van het Informatie- en KennisCentrum (IKC)-Natuurbeheer (19-10-98) wordt de aanmelding van het gebied onder de Vogelrichtlijn als volgt beargumenteerd (tabel 4).

Tabel 4. Vogelsoorten vermeld in bijlage I van de Vogelrichtlijn, op basis waarvan de Meinweg is aangewezen als Speciale Beschermingszone onder de Vogelrichtlijn.

EU-Code	Soort	Populatie				Gebiedsevaluatie			
		resident	broedend	migrerend		populatie	bescher- ming	isolatie	algemeen
				w.g.	j.g.				
A224	Nachtzwaluw (Caprimulgus europaeus)		20			B	B	B	B
A236	Zwarte specht (Dryocopus martius)	>9-34p				C	B	B	B
A246	Boomleeuwerik (Lullula arborea)		>50			C	B	B	B
A127	Kraanvogel (Grus grus)				50- 250i	A	B	B	B
A338	Grauwe klauwier (Lanius collurio)		0-1p			D			
A072	Wespendief (Pernis apivorus)		P			C	A	B	A
A229	IJsvogel (Alcedo atthis)		1p			C	B	C	A
A272	Blauwborst (Luscinia svecica)		10p			C	B	A	B

Legenda:

Populatie (resident, broedend, migrerend)

P : aantal paar

P : aanwezig

I : individuen

w.g. : wintergast

j.g. : jaargast

Populatie:

Omvang en dichtheid van de populatie van de soort in het gebied ten opzichte van de populaties op het nationale grondgebied.

A : 15 - 100%

B : 2 - 15%

C : 0 - 2%

D : populatie verwaarloosbaar

Bescherming:

Mate van instandhouding van de elementen van het habitat die van belang zijn voor de betrokken soort en herstelmogelijkheden.

A : uitstekend bewaard (elementen volkomen gaaf, ongeacht de beoordeling van de herstelmogelijkheid)

B : goed bewaard (elementen goed geconserveerd, ongeacht de beoordeling van de herstelmogelijkheid, of elementen in matige conditie of gedeeltelijk aangetast en herstel gemakkelijk)

C : matig of minder goed bewaard (alle andere combinaties)

Isolatie:

De mate van isolatie van de populatie aanwezig in het gebied in relatie tot de natuurlijke spreiding (range) van de soort.

A : (vrijwel) geheel geïsoleerde populatie

B : niet - geïsoleerde populatie aan de rand van het areaal

C : niet - geïsoleerde, door de rest van het areaal omsloten populatie

Algemeen:

Een globale inschatting van de waarde van het gebied voor het behoud van de betreffende soort.

A : uiterst waardevol

B : waardevol

C : beduidend

Bijlage 3 Vertaling habitattypen uit de Habitatrichtlijn naar natuurdoeltypen en vegetatiekundige aanduiding

Tabel 1. Vertaling Habitattypen uit Habitatrichtlijn naar natuurdoeltypen (Bal et al. 1995) en de vegetatiekundige aanduiding volgens Schaminée et al. (1995, 1996) en Stortelder et al. (1999).

Habitatype (code)	Natuurdoeltype (code)	Vegetatiekundige aanduiding
Droge Europese heide (4030)	Droge heide (Hz-3.9)	Associatie van struikheide en stekelbrem: GENISTO ANGLICAE-CALLUNETUM
Psammofiele heide met Calluna en Genista (2310)	Open zand (Hz-3.8)	Associatie van buntgras en heidespurrie: SPERGULO-CORYNEPHORETUM
Noord-Atlantische vochtige heide met Erica tetralix (4010)	Vochtige heide en levend hoogveen (Hz-3.10)	Associatie van gewone dopheide: ERICETUM TETRALICIS
Alluviale bossen met Alnus glutinosae en Fraxinus excelsior (91E0)	Laaglandbeek (Hz-3.1) Bosgemeenschappen van bron en beek (Hz-3.15)	Associatie Elzenzegge-Elzenbroek: CARICI ELONGATAE-ALNETUM
Dystrofe natuurlijke poelen en meren (3160)	Ven (Hz-3.4)	Associatie van draadzegge en veenpluis: ERIOPHORO-CARICETUM LASIOCARPAE watervegetaties

Bijlage 4 Overzicht van soorten op basis waarvan de selectie heeft plaatsgevonden van te onderzoeken soorten

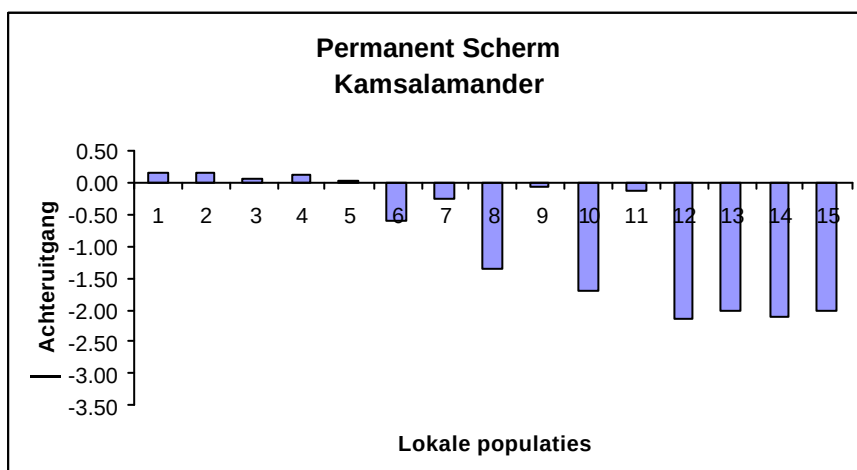
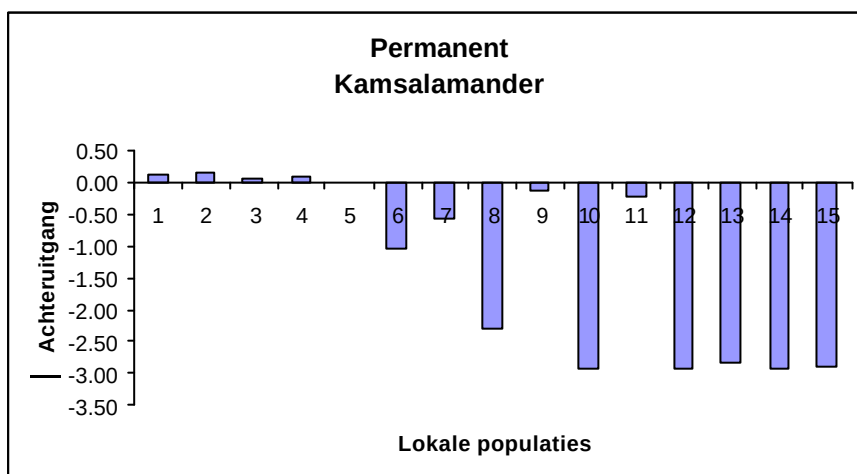
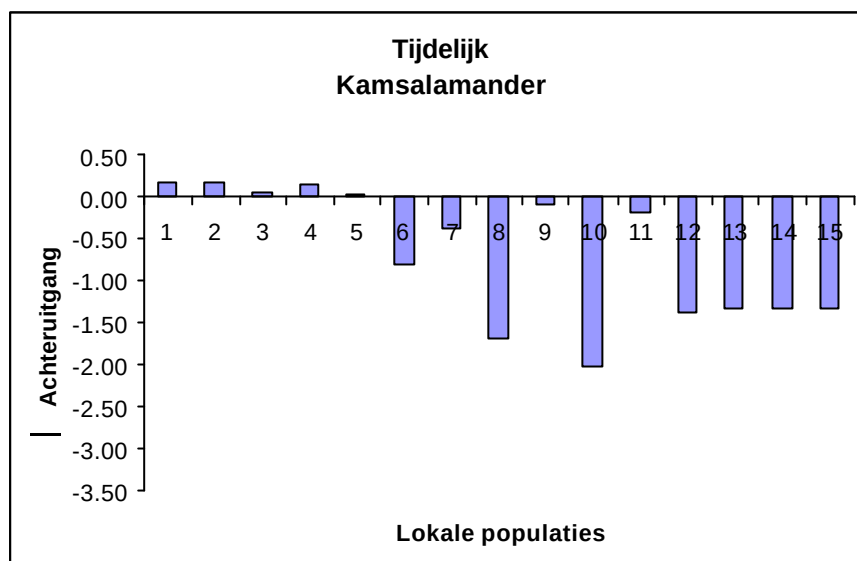
Tabel 1. Overzicht van amfibieën, reptielen, vogels en zoogdieren die in potentie in de Meinweg kunnen voorkomen en (1) een beschermde status hebben op grond van vermelding in een van de bijlagen van de Habitatrichtlijn of Vogelrichtlijn, of (2) doelsoort zijn voor de habitattypen op basis waarvan de Meinweg als Habitatrichtlijngebied is aangemeld. Tevens is in de tabel aangegeven: de versnipperingsgevoeligheid, het voorkomen in de Meinweg en de beschikbaarheid van kennis van de betreffende soorten. Habitatrichtlijn: bijlage II = soorten waarvan de bescherming de aanwijzing van speciale gebieden vereist; bijlage IV = soorten die strenge bescherming behoeven; bijlage V = soorten waarvan de exploitatie en het onttrekken aan de natuur onderworpen is aan beheersmaatregelen. Vetgedrukt zijn de soorten op basis waarvan de Meinweg is aangemeld als Speciale Beschermingszone onder de Habitatrichtlijn of Vogelrichtlijn.

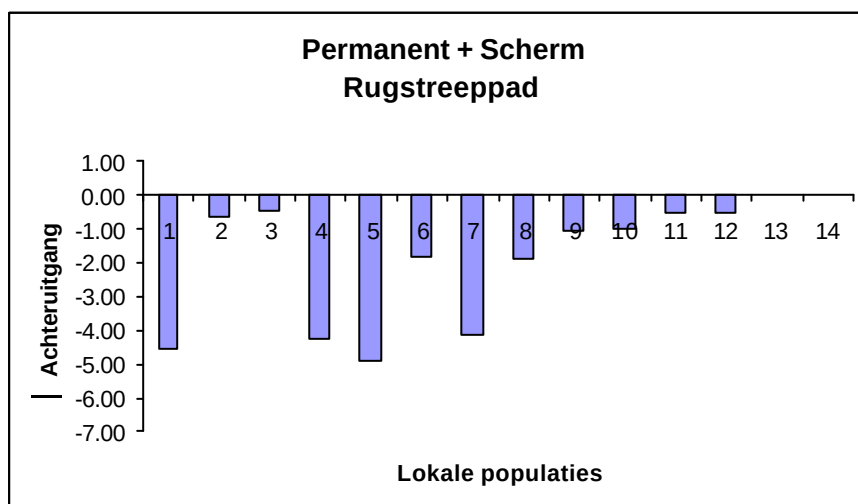
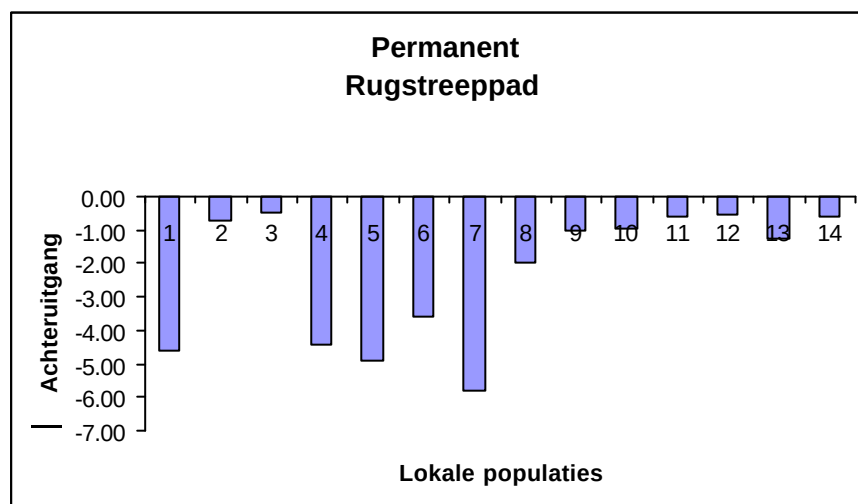
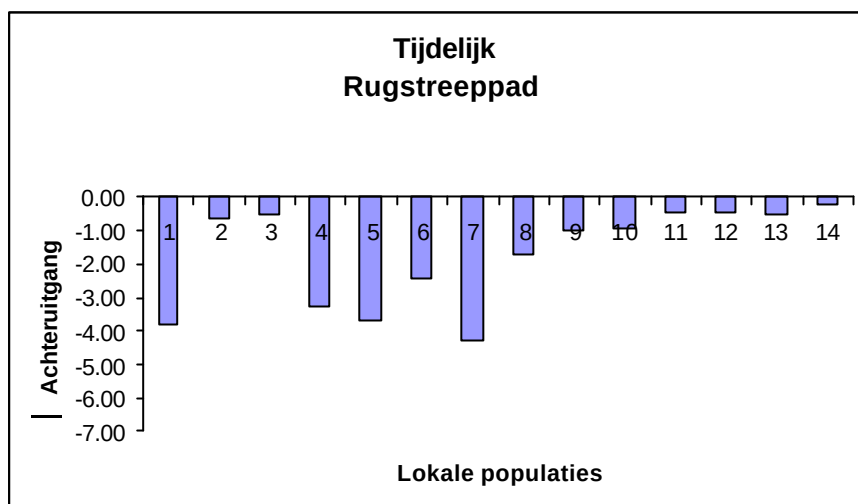
Soort	Bijlage Habitat- en Vogelrichtlijn	Doelsoort per natuurdoeltype					Versnipperingsgevoeligheid			Voor- komen in Meinweg	Kennis t.a.v. verspreiding, populatie- dynamiek en habitatvoorkeur
		hz 3.8 open zand	hz 3.9 droge heide	hz 3.10 vochtige heide en levend hoogveen	hz 3.1/3.15 laaglandbeek / bosgemeenschap van bron en beek	hz 3.4 ven	sterfte	barrière- werking	Ver- storin g		
alpenwater-salamander	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+
vinpootsalamander	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+
kamsalamander	II, IV	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+
knoflookpad	IV	+	-	-	-	+	+	+	-	+	-
rugstreeppad	IV	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
boomkikker	IV	-	-	-	-	+	+	+	+	-	nvt
adder	-	+	+	+	-	-	(-)	(-)	?	+	+
gladde slang	IV	-	+	+	-	-	(-)	(-)	?	+	+
ringslang	-	-	-	+	+	+	(-)	(-)	-	-	nvt
zandhagedis	IV	+	+	-	-	-	(-)	(-)	-	+	+
hazelworm	-	-	+	+	-	-	(-)	(-)	-	+	-
blauwborst	VR	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
boomleeuwerik	VR	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
dodaars	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+
geelgors	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	+
grauwe klauwier	VR	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+
groene specht	-	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+
ijsvogel	VR	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+
kerkuil	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+
kraanvogel	VR	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
nachtzwaluw	VR	+	+	+	-	-	+	-	+	+	+
roodborstapuit	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+
torenvalk	-	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+
waterral	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+
wespendief	VR	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+
wielewaal	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+
zwarte specht	VR	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
das	-	-	+	-	+	-	+	+	?	+	+
otter	II, IV	-	-	+	+	+	+	+	?	-	nvt
boommarter	V	-	-	-	+	-	+	+	?	-	nvt
bunzing	V	-	-	-	-	-	+	+	?	+	-
waterspitsmuis	-	-	-	+	+	+	(+)	++	?	-	nvt
vale vleermuis	II, IV	-	+	-	+	-	?	?	?	?	-
franjestart	IV	-	+	+	+	+	?	?	?	-	nvt
ingekorven vleermuis	II, IV	-	-	-	+	-	?	?	?	-	nvt
watervleermuis	IV	-	-	-	-	-	?	?	?	+	+
baardvleermuis	IV	-	-	-	-	-	?	?	?	+	+
gewone grootoorvleermuis	IV	-	-	-	-	-	?	?	?	+	+
gewone dwergvleermuis	IV	-	-	-	-	-	?	?	?	+	+
laativlieger	IV	-	-	-	-	-	?	?	?	+	+
rosse vleermuis	IV	-	-	-	-	-	?	?	?	+	+
bosvleermuis	IV	-	-	-	-	-	?	?	?	+	+

Bijlage 5 Effecten duurzaamheid amfibieën

Tabel 1. Achteruitgang van de duurzaamheid van de netwerkpopulatie.

Soort	Historisch tracé, tijdelijke reactivering	Historisch tracé, permanente reactivering, zonder geluidschermen	Historisch tracé, permanente reactivering, met geluidschermen	Tracévariant A1	Tracévariant A2
Kamsalamander	1%	2%	1%	0%	0%
Rugstreepad	0%	8%	6%	4%	40%





Bijlage 6 Topografische kaart van de Meinweg en omgeving

GSC A3 invoegen (2 pagina's)

Bijlage 6 Topografische kaart van de Meinweg en omgeving

