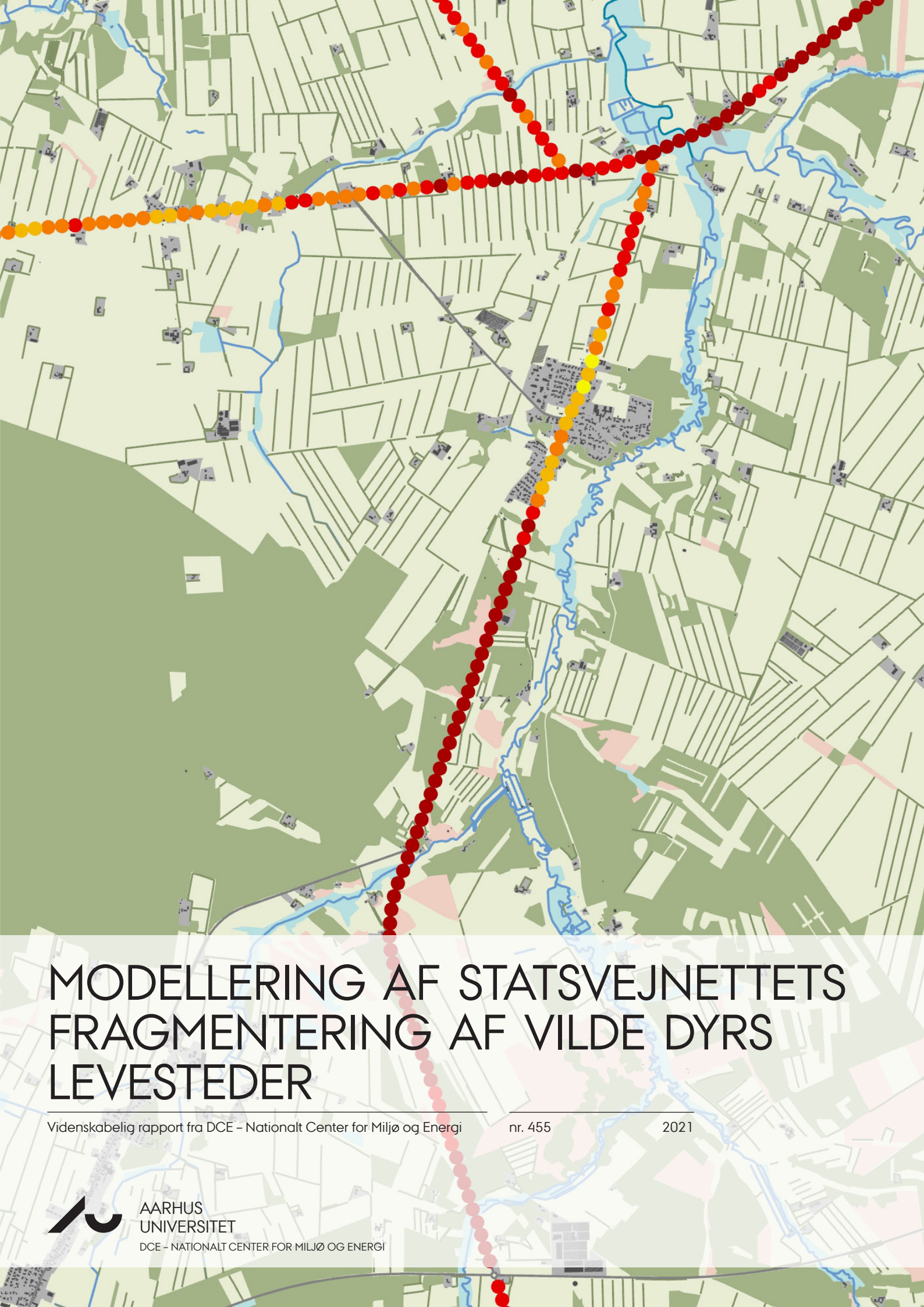




MODELLERING AF STATSVEJNETTETS FRAGMENTERING AF VILDE DYRS LEVESTEDER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 455

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

MODELLERING AF STATSVEJNETTETS FRAGMENTERING AF VILDE DYRS LEVESTEDER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 455

2021

Geoffrey Brian Groom
Morten Elmeros

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 455
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Modellering af statsvejnettets fragmentering af vilde dyrs levesteder
Forfattere:	Geoffrey Brian Groom & Morten Elmeros
Institution:	Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Juli 2021
Redaktion afsluttet:	Juli 2021
Faglig kommentering:	Aksel Bo Madsen, BIOS/AU
Kvalitetssikring:	Jesper R. Fredshavn, DCE/AU
Ekstern kommentering:	Vejdirektoratet. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR455_komm.pdf
Finansiel støtte:	Vejdirektoratet
Bedes citeret:	Groom GB & Elmeros M 2021. Modellering af statsvejnettets fragmentering af vilde dyrs levesteder Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. - Videnskabelig rapport nr. 455. http://dce2.au.dk/pub/SR455.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Trafikinfrastukturer skærer sig som barrierer gennem landskabet og begrænser vilde dyrs mulighed for at bevæge sig frit. På nyere veje er der ofte anlagt enkelte faunapassager for at begrænse vejenes påvirkning af dyrenes levevilkår, men på ældre veje anlagt før 2000 er der oftest ingen afværgeforanstaltninger ud over hegning, der blot forstærker vejenes barrierevirkning. Rapporten beskriver en modellering af statsvejnettets fragmentering af landskabet. Vi har modelleret statsvejnettets landskabsfragmentering for forskellige dyregrupper med forskellige levesteder. Modelleringerne kan anvendes til at prioritere de vejstrækninger, hvor der er størst behov for at genskabe sammenhængen i landskabet og dermed mindske statsvejnettets negative påvirkninger på dyrenes levevilkår og bestandenes status, fx ved at skabe gode, sikre passagemuligheder for dyrene på tværs af vejbarriererne.
Emneord:	Defragmentering, fragmentering, naturbeskyttelse, padder, hjortevildt, odder, bæver, trafikinfrastrukturer, fritlevende dyr, vild natur.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Forside:	Statsvejes fragmentering af levesteder hjortevildt omkring Haderup i Midtjylland
ISBN:	978-87-7156-614-7
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	34
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR455.pdf

Indhold

Forord	5
Baggrund	6
Trafikinfrastukturer og vilde dyr	6
Afværgeforanstaltninger	7
Formål	9
Metode	10
Fokusarter	10
Modelstruktur	10
Kortgrundlag	12
Landskabet	12
Hastighed og vejbredde	15
Vildt- og paddehegn	15
Trafiktæthed	17
Topografi	18
Tæthed af hjortevildt og forekomst af paddearter	18
Eksisterende faunapassager	21
Landskabsfragmenteringskort	23
Hjortevildt	23
Odder og bæver	24
Padder	25
Diskussion og perspektiver	26
Anvendelse af kortene	26
Udvikling og validering	27
Litteratur	29
Bilag 1	32

Forord

Trafikinfrastukturer fragmenterer landskabet og de vilde dyrs levesteder. Trafikanlæggene forringer vilde dyrs muligheder for at bevæge sig frit igennem landskabet og udnytte dets ressourcer. For at reducere trafikanlægs barrierevirkning på fritlevende, vilde dyr, og genskabe deres muligheder for at bevæge sig frit igennem landskabet kan man anlægge faunapassager over eller under veje og jernbaner. Vejdirektoratet har siden 1990'erne i stigende omfang anlagt faunapassager på nye vejanlæg for at forsøge at mindske vejenes negative effekter på den vilde fauna. Der er dog et stort efterslæb på ældre veje.

Vejdirektoratet har bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, udvikle en model af statsvejenes fragmentering af landskabet, med henblik på at identificere de steder på statsvejnettet, hvor der er stort behov for at defragmentere landskabet for de fritlevende, vilde dyr. Vi modellerede vejnettets landskabsfragmentering for tre dyregrupper: 1) hjortevildt, 2) odder og bæver, og 3) padder, der har forskellig levevis, behov for faunapassager og beskyttelsesgrader og trafiksikkerhedsmæssigt har de forskelligt fokus. De tre artsgruppers behov for faunapassager vil i udstrakt grad også tilgodese andre arters behov.

I rapporten præsenteres modellen og de overordnede resultater. De viste landsdækkende oversigtskort er ikke egnede til at stedfæste de mest fragmenterende vejstrækninger, men med de bagvedliggende GIS-filer har Vejdirektoratet mulighed for at zoome ind på de enkelte vejstrækninger og konfliktsteder.

Vi takker Vejdirektoratets Miljøteam for samarbejdet og kommentarer til modeludviklingen og rapporten. Niels Erik Moltved takkes for adgang og introduktion til Mastra-trafikdatabasen. Flemming Skov og Jesper Bladt, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet takkes for hjælp med optimeringen af scripts til GIS-modelleringerne.

Baggrund

Trafikinfrastrukturer og vilde dyr

Trafikinfrastrukturer skærer sig gennem landskabet og begrænser fritlevende, vilde dyrs mulighed for at bevæge sig frit i landskabet (figur 1). Trafikanlæggenes fragmentering af dyrs levesteder kan have stor negativ betydning for bestandenes status (fx Jaeger m.fl. 2011, van der Ree m.fl. 2015). Fragmenteringen forstærkes yderligere af by- og industriudvikling langs vejene og fortsat intensivering af arealanvendelse i det åbne land. Mange områder, som tidligere fungerede som levesteder for de fritlevende, vilde dyr svinder ind og spredningsmuligheder afbrydes. Efterhånden ligger de tilbageværende levesteder tilbage som mere eller mindre isolerede pletter i landskabet. Reduktionen og fragmentering af egnede levesteder og bestande betragtes som en stor trussel for bevarelse af biodiversiteten (van der Ree m.fl. 2015).



Figur 1. Veje ligger som barrierer, der fragmenterer dyrenes levesteder og gør det svært for dyrene at bevæge sig i landskabet, specielt hvis vejene er hegnede (Foto: Morten Elmeros).

Et åbenlyst tegn på konflikten mellem trafikken og de vilde dyr er trafikdrab af dyr, der forsøger at krydse vejene. Trafikdrab har formentlig ikke stor betydning for bestandenes status for almindelige arter så som hjortevildt og små gnavere, men for arter, der har lavere bestandstætheder, store arealkrav og lav reproduktionsrate, kan trafikdrab have væsentlig større betydning for bestandenes status, fx rovdyr som odder og grævling (Clarke m.fl. 1998). Endvidere udgør kollisioner med større pattedyr et trafiksikkerhedsmæssigt problem og en økonomisk byrde for trafikanterne (fx Elmeros m.fl. 2014, van der Ree m.fl. 2015, Gren & Jägerbrand 2019). Stigende trafikmængder øger vejenes

barrierevirkning. Mere trafik på vejene medfører en øget risiko for trafikklollisioner, når dyrene forsøger at krydse vejene, men når trafikmængden på en vejstrækning bliver tilstrækkelig høj, undlader dyrene tilsyneladende at forsøge at krydse vejen. Derfor er et lavt antal trafikdrab på en ikke-hegnet vejstrækning ikke nødvendigvis udtryk for et lavt behov for faunapassager på en vejstrækning.

En mindre synlig negativ effekt af vejanlæg på de fritlevende, vilde dyrs levevis og bestandenes status er vejenes barrierevirkning. Dyrenes levesteder fragmenteres og den naturlige dynamik i de vilde dyrs bestande forringes af vejanlæggene. Efterhånden som antallet af veje øges og trafikmængden på vejene stiger, fragmenteres landskabet mere og mere. Efterhånden som de fragmenterede områder bliver mindre og mindre, falder områdernes bæreevne og bestandene bliver for små til, at der kan opretholdes levedygtige bestande. Den mindste levedygtige bestandsstørrelse for pattedyr er omkring 4000-4500 individer, hvis man vil bevare den genetiske diversitet og bestandenes evolutionære potentiale over flere generationer (Traill m.fl. 2007, De Groot m.fl. 2016, Reiner m.fl. 2021). Mindre bestande kan ikke bevare den genetiske diversitet, der er en forudsætning for at opretholde en høj biodiversitet, og nødvendig for at sikre bestandenes overlevelse i foranderlige landskaber og tilpasningsevne overfor nye miljøpåvirkninger. Små isolerede bestande er desuden mere sårbare over for indavl, og tilfældige fluktuationer i levevilkårene kan føre til lokal uddøen (fx Holderegger & Di Giulio 2010, Jackson & Fahrig 2011, Hylander & Ehrlén 2013, Reiner m.fl. 2021).

Afværgeforanstaltninger

Hegn anvendes på mange vejstrækninger til at reducere risikoen for vildtulykker og højne trafiksikkerheden, men hegnene øger vejenes barrierevirkning (Clevenger m.fl. 2001, van der Ree m.fl. 2015, Rytwinski m.fl. 2016). Velkonstruerede og vel vedligeholdte hegn kan udgøre en fuldstændig barriere for de fritlevende, vilde dyr og dermed hindre trafikdrab, mens korte hegn, dårligt konstruerede eller dårligt vedligeholdte hegn modsat kan føre til øget risiko for trafikdrab (Figur 2). Hvis der trafikdræbes mange dyr på en vejstrækning, indikerer det, at vejen krydser vigtige levesteder eller spredningskorridor for dyrene. Hvis en vejstrækning hegnes, fordi der er høj risiko for vildtulykker, vil der også altid være et samtidigt behov for at anlægge en faunapassage for at sikre de fritlevende, vilde dyrs mulighed for at krydse vejbarrieren. Andre barrierer langs vejen, fx støjskærme, har samme virkning. Andre begrænsninger for de fritlevende, vilde dyrs muligheder for at udnytte landskabets ressourcer, deres muligheder for at følge deres naturlige adfærd og deres naturlige bestandsdynamik, er udbygningen af by- og industriområder langs vejene, hegn i land- og skovbrug samt hegn om private og nationale dyre- og naturhaver.

Trafikanlægs fragmentering af den vilde faunas levesteder og påvirkning på arternes bestandsstatus kan reduceres ved at anlægge faunapassager (Figur 3) (Forman m.fl. 2003, Sawaya m.fl. 2014, Smith m.fl. 2015). Kombineres faunapassagerne med hegning langs vejene kan disse afværgeforanstaltninger effektivt reducere vejenes barrierevirkning for de vilde dyr og reducere risikoen for trafikdrab (van der Ree m.fl. 2015, Rytwinski m.fl. 2016, Jarvis m.fl. 2019). Andre afværgeforanstaltninger har ingen eller meget begrænset, kortsigtet virkning, fx vildtreflektorer og duft, da dyrene ofte vænner sig til dem (Vejdirektoratet 2020).



Figur 2. Vildthegegn kan reducere risikoen for trafikdrab og øge trafiksikkerheden, men hegning øger vejenes fragmentering af dyrenes levesteder. Hvis hegnene er effektive bliver vejene fuldstændige barrierer. Hvis dyrene alligevel bryder barrieren kan de blive fanget inde på vejanlægget med øget risiko for trafikdrab (Foto: Morten Elmeros).

Store faunapassager er mere effektive både i forhold til antallet af arter og antallet af individer inden for de enkelte arter, der bruger faunapassagerne (Clevenger & Waltho 2005, Georgii m.fl. 2007, van der Ree m.fl. 2015). Faunapassager, der er placeret tæt på de forskellige arters levesteder eller spredningskorridorer, bruges mere af dyrene end faunapassager, der er placeret uden forbindelse til dyrenes levesteder, fx i åbne landbrugsområder eller nær by- og industriområder.

De første faunapassager over motorveje blev anlagt i 1950'erne i Frankrig (Iuell m.fl. 2003), men forståelsen for trafikanlægs negative betydning på naturen og de vilde dyr, og fokus på nødvendigheden af at afværge vejenes negative effekter, har været stadigt stigende gennem de sidste årtier (van der Ree m.fl. 2015, Vejdirektoratet 2000). I flere europæiske lande har man målrettet arbejdet på at forbedre og sikre passagemulighederne for den vilde fauna på det ældre vejnet, fx Holland, Sverige og Østrig. I Holland er der gennem et nationalt defragmenteringsprogram over 15 år anlagt over 550 afværgetiltag på det eksisterende vej- og jernbanenet, herunder mere end 35 brede faunabroer (van der Grift 2005, Hofland 2018). Østrig har et mindre program, hvor man anlægger faunabroer over eksisterende motorveje for at sikre funktionen af vigtige spredningskorridorer for faunaen (Elke Hahn, pers. medd.). Initiativet i Østrig skyldes blandt andet en beslutning om at hegne motorvejene.



Figur 3. Store faunapassager kan sikre mange forskellige dyrearter gode passagemuligheder over eller under vejanlæg (Foto: Morten Elmeros).

Formål

Formålet med dette projekt er at modellere statsvejnettets fragmentering af landskabet for at identificere vejstrækninger, hvor vejnette har stor fragmenteringseffekt på fritlevende, vilde dyr. Fragmenteringen er modelleret ud fra landskabssammensætningen, vej- og trafikparametre for tre forskellige dyregrupper: 1) hjortevildt, 2) odder og bæver og 3) padder. De tre dyregrupper har forskellige levesteder, de bruger landskabet på forskellig måde og i forskellige skalaer. De tre dyregrupper har forskellige behov for faunapassager og beskyttelsesgrader, og trafiksikkerhedsmæssigt er der forskelligt fokus på grupperne.

Vejdirektoratet har et ønske om at reducere statsvejnettets negative påvirkninger på naturen, herunder de fritlevende, vilde dyrs levevilkår og bestandenes status. Det kræver blandt andet, at der skabes sikre passageforhold for dyrene på de steder, hvor vejnettet fragmenterer dyrenes levesteder og spredningskorridorer mest. Et af de første skridt i den indsats er at identificere de vejstrækninger, hvor fragmenteringen af landskabet er størst.

I 2000 udgav Vejdirektoratet en vejledning om faunapassager i Danmark (Vejdirektoratet 2000). Siden da er der i stigende grad anlagt faunapassager ved nye veje og vejledningen er blevet opdateret og fokuseret på faunapassager frem for menneskepassager (Vejdirektoratet 2011, 2020). Desuden er der i mindre grad anlagt små faunapassager for odder på ældre veje (Søgaard & Asferg 2000). Der er dog et stort efterslæb for at reducere det ældre vejnets fragmentering af dyrenes levesteder. De stigende trafikmængder på vejnettet øger fragmenteringen. Flere vildthege og støjskærme på eksisterende vejanlæg forstærker behovet for faunapassager yderligere.

Metode

Fokusarter

Arters krav til faunapassager og deres placering afhænger af dyrenes størrelser og levevis (fx Iuell m.fl. 2003, Georgii m.fl. 2007, van der Ree m.fl. 2015). Statsvejnettets fragmentering af landskabet er i dette projekt modelleret for tre dyregrupper (hjortevildt, odder & bæver, og padder), der repræsenterer forskellige størrelser, levevis og behov for faunapassager.

Hjortevildt findes primært i tilknytning til skov og har brug for store faunapassager. Store faunapassager i skovområder og uforstyrrede ådale vil generelt kunne tilgodese mange andre arters krav til faunapassager, fx ulv, grævling og andre mårdyr, hare, hasselmus og andre småpattedyr, padder og krybdyr, fordi der kan være flere forskellige habitater på de store faunapassager. Påkørsler af hjortevildt er desuden en trafiksikkerhedsmæssig og økonomisk udfordring for trafikanterne.

Odder og bæver er mellemstore arter, der er stærkt tilknyttet akvatiske miljøer (Rosell & Pedersen 1999, Søgaard & Asferg 2007). Faunapassager til odder og bæver skal derfor ligge i forbindelse med vådområder, vandløb og søer. Andre mellemstore og mindre arter, der færdes langs vandløb og søer vil også kunne bruge veludvalgte faunapassager til odder og bæver. Både odder og bæver er endvidere strengt beskyttede af habitatdirektivet (Bilag II og IV-arter).

Padder er ofte koncentreret i områder omkring deres ynglevandhuller. Padder er små og benytter gerne små underføringer, men vandrer ikke langt langs veje for at finde faunapassager (fx Ottburg & van der Grift 2019, Vejdirektoratet 2020). Fragmentering af landskabet er en væsentlig trussel mod padderbestande, hvis vejene afskærer paddernes vandring mellem ynglevandhuller og de terrestriske sommerlevesteder og vinterraststeder (Søgaard & Asferg 2007, Covarrubias m.fl. 2021). De fleste padderarter er strengt beskyttet af habitatdirektivet (Bilag II og IV-arter).

Modelstruktur

Hele statsvejnettet blev indledningsvis inddelt i 100m lange vejstykker, som enheden som landskabsfragmenteringsindekset (LFI) for vejene blev modelleret ud fra. Landskabsfragmenteringsindekset for vejstykkerne blev modelleret med bidrag fra følgende fragmenterede indikatorer (Tabel 1):

- Landskabsfragmentering ift. habitatsammensætningen omkring vejen,
- Vejtype ift. maks. tilladte kørehastighed og vejbredde,
- Trafikmængde,
- Vildt-, padder- og støjskærme, hvis relevant for artsgruppen,
- Vejstykkets placering i forhold til det omkringliggende terræn,

Som defragmenterende indikator indgår desuden:

- Afstanden til og typen af eksisterende faunapassager.

Hver fragmenterede indikator angives som et heltal, og de forskellige bidrag til LFI adderes til en samlet sum. Den defragmenterende indikator, afstanden

til og typen af faunapassager (LFI_{EFP}), angives som et decimaltal mellem 0 og 1, og denne værdi multipliceres den samlede sum, således at effekten af de fragmenterende indikatorer nedsættes relativt hertil. Jo højere landskabsfragmenteringsindeks, jo mere fragmenterende effekt har vejstrækningen, og jo større er behovet for at skabe bedre passagemuligheder for dyrene og binde deres levesteder sammen på tværs af vejbarrieren.

Tabel 1. Landskabsfragmenteringsindekset (LFI) er modelleret med bidrag fra flere forskellige faktorer. De enkelte parametre indgår i estimeringen af LFI, hvis de er relevante for det enkelte vejstykke og den aktuelle dyregruppe. Typen af hegn varierer ligeledes afhængig af dyregruppe, fx er forekomsten af paddehegn kun relevant i paddemodellen

LFI-bidrag	Faktor	Værdier og intervallet for LFI-bidrag
LFI_{Land}	Landskabsfragmentering (+)	0 – 35 (heltal, høj værdi ved stor fragmenteringseffekt af vejstykke)
LFI_{VHast}	Hastighed (+)	0 – 2 (heltal, landevej: 0, motortrafikvej: 1, motorvej: 2)
LFI_{Vbred}	Vejbredde (+)	0 – 2 (heltal, landevej: 0, motortrafikvej: 1, motorvej: 2)
LFI_{Trafik}	Trafikmængde (+)	0 – 4 (heltal, høj værdi ved høj årsdøgns trafik)
LFI_{Hegn}	Hegn faktor (+)	0 – 5 (heltal, høj på hegnede vejstrækninger, faldende nær hegnsender)
LFI_{Topo}	Topografi (+)	0 – 4 (heltal, værdi korreleret med højdeforskel mellem vej og omgivende terræn)
LFI_{Hjorte}	Tæthed af hjortevildt (+)	0 – 4 (heltal, høj værdi hvis høj tæthed)
LFI_{Padde}	Paddearter (+)	1 – 6 (heltal, værdi lig antallet af strengt beskyttede arter omkring vej)
LFI_{EFP}	Faunapassager (*)	0 - 1 (decimaltal, der multipliceres på LFI, lave værdier for vejstykker nær faunapassage)

I modelleringerne af landskabsfragmenteringen af levestederne for hjortevildt og padder blev inkluderet et bidrag i forhold til:

- Tætheden af hjorte (i modellering for hjortevildt)
- Antallet af paddearter og vejbredde (i modellering for padder).

Det samlede landskabsfragmenteringsindeks på et vejstykke (i) for de tre dyregrupper blev estimeret som:

Hjortevildt

$$LFI_i = (LFI_{Land,i} + LFI_{Vhast,i} + LFI_{Trafik,i} + LFI_{Hegn,i} + LFI_{Topo,i} + LFI_{Hjorte,i}) * LFI_{EFP,i}$$

Odder-Bæver

$$LFI_i = (LFI_{Land,i} + LFI_{Vhast,i} + LFI_{Trafik,i} + LFI_{Hegn,i} + LFI_{Topo,i}) * LFI_{EFP,i}$$

Padde

$$LFI_i = (LFI_{Land,i} + LFI_{Vhast,i} + LFI_{Vbred,i} + LFI_{Trafik,i} + LFI_{Hegn,i} + LFI_{Topo,i} + LFI_{Padde,i}) * LFI_{EFP,i}$$

Der mangler empirisk viden om betydningen af de enkelte indikatorer for de fleste arter. Vægtningen af indikatorernes betydning (intervallængde) er derfor bedste ekspertskøn. Efterhånden som man får tilvejebragt empirisk viden om de enkelte indikatorer, der indgår i modellen, kan modellen forbedres for at give et mere præcist billede af vejnettets fragmentering af dyrenes levesteder og spredningskorridorer. Det estimerede landskabsfragmenteringsindeks for vejstykkerne er egnet til at sammenligne variationen i vejnettets fragmentering af landskabet inden for den enkelte dyregruppe, men er ikke egnet til sammenligninger på tværs af artsgrupperne.

Kortgrundlag

Landskabet

Som udgangspunkt for landskabsanalyserne anvendtes Basemap03, Land Cover Land / Land Use data (lu_agg_2018) (<https://envs.au.dk/faglige-omraader/samfund-miljoe-og-ressourcer/arealanvendelse-og-gis/basemap/>), Kortforsyningens seneste topografiske kort (www.kortforsyningen.dk) og kort over relevant beskyttede naturtyper (<https://danmarksmiljoportal.dk>).

Basemap er et nationalt kort over arealanvendelse/-dække, som kombinerer offentlig geografiske informationer til et samlet arealkort (Levin m.fl. 2017, Levin 2019). Basemap er et rasterkort med en cellestørrelse på 10x10 meter, med en kode for de enkelte arealanvendelsestyper eller arealdække. I mange tilfælde svarer Basemap kategorierne svarer til bestemte naturtyper (Bilag 1). Ved at modificere Basemap grunddata genererede vi nye rasterkort for hver dyregruppe, der inkluderede relevante naturelementer (små vandhuller, vandløb og levende hegn) fra de topografiske kort og miljøportalen, som var for små til at komme med i Basemap-grundkortet.

Topografi

For at bestemme om et vejstykke lå over eller under terrænhøjde anvendte vi Danmarks Højdemodel (DHM)s TERRAEN lag i 10x10m raster. TERRAEN er en digital model af terrænets højde i forhold til det gennemsnitlige havniveau (DVR90) baseret på laserscanninger (Geodatastyrelsen 2015, [https://kortforsyningen.dk](http://kortforsyningen.dk)).

Hvorvidt en vejdæmning eller afgravning øger fragmenteringen af landskabet er usikkert. Ofte er arealudnyttelsen mindre intensiv i kuperet terræn, hvilket ofte fører til flere vildtulykker (Elmeros m.fl. 2014). Desuagtet denne usikkerhed kan topografien indgå i Vejdirektoratets prioritering af konfliktsteder, idet det ofte er nemmere at anlægge faunapassager, hvis vejen ligger over eller under det omkringliggende terræn.

Trafik- og vejparametre

Vejdirektoratet leverede landsdækkende GIS-data på statsvejene, vejtype, årsdøgntrafik, vildthejn, støjskærme og paddehegn samt placeringen af eksisterende faunapassage og deres type. Veje med 'admvejdel'-koderne 0, 0X, 1 og 2 blev opdelt i 38453 100 m vejstykker. Til- og frakørsler, rundkørsler og rasteplasser blev ikke inkluderet i landskabsanalyserne.

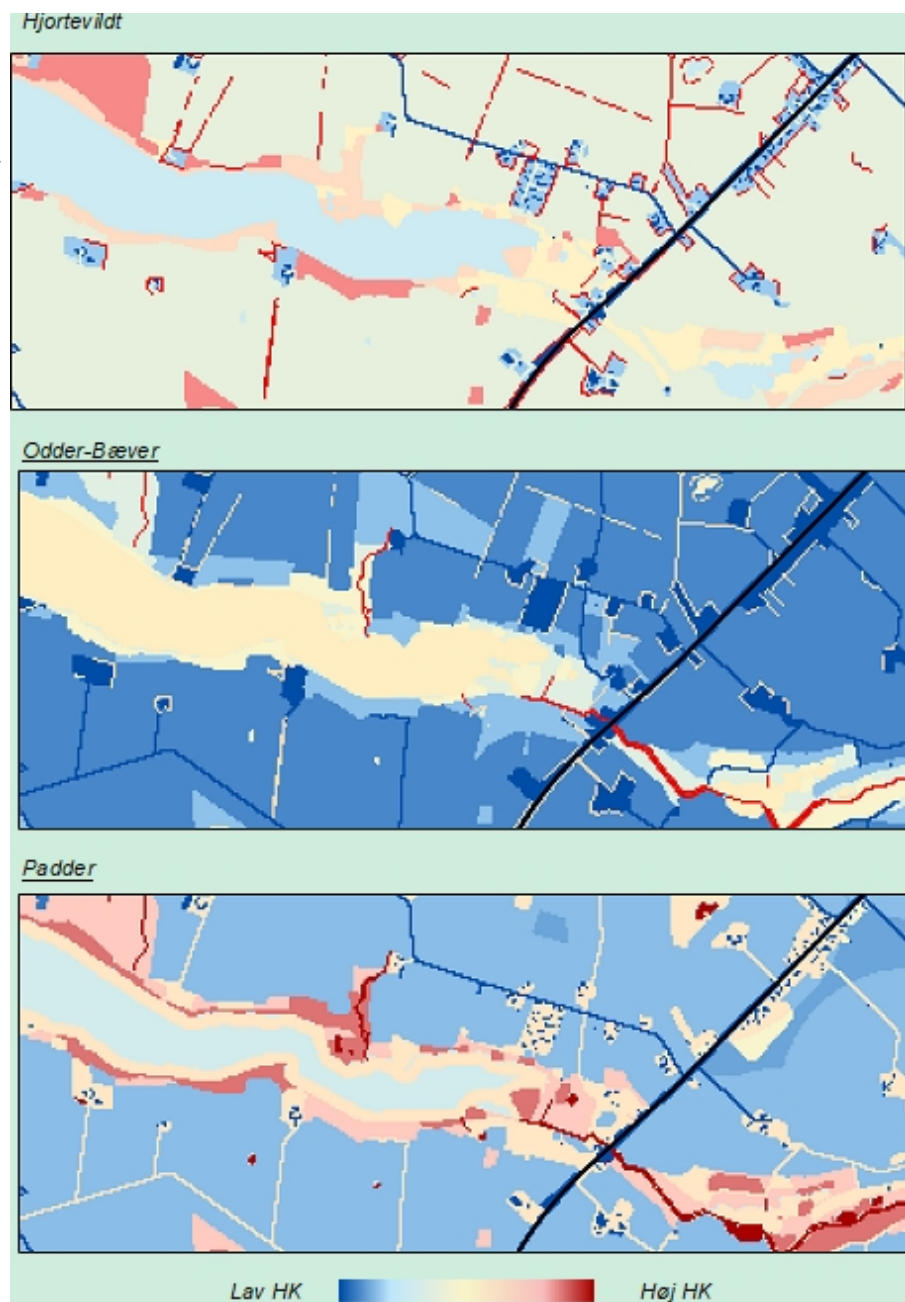
Landskabet

Habitatkvalitet og landskabsfragmentering

For Landskabssammensætningens bidrag til landskabsfragmenteringsindekset for det enkelte vejstykke (i) (LFI_{LAND_i}) beregnes som en funktion af habitatkvaliteten i forskellige afstande fra vejstykket. For at estimere habitatkvaliteten af landskabet omkring vejstykkerne blev hver habitattype, der var repræsenteret i de modificerede Basemap-rasterkort, værdisat efter de forskellige dyregruppers habitatpræferencer (Figur 4) (fx Rosell & Pedersen 1999,

Søgaard & Asferg 2007, Elmeros m.fl. 2014). Høje habitatværdier for habitatkvalitet i rasteren betyder, at 10x10 m landskabsceller har højere værdi for de aktuelle dyregrupper.

Figur 4. Eksempler på landskabets sammensætning og habitatkvaliteten (HK) for de forskellige dyregrupper baseret på modificerede Basemap-rasterkort. HK-værdierne og farveko-derne er forskellige for de tre arts-grupper. Den sorte streg angiver statsvej.



I landskabet til odder-bæver-modellen blev vandløb tildelt meget høje værdier for at identificere de steder, hvor vejene overskærer levesteder og spredningskorridorer for de to semiakvatiske arter, og der er stor risiko for trafikdrab. Store vandløb blev tildelt en højere værdi end små vandløb.

For padderne blev små vandhuller (<2 ha) tildelt en højere værdi end større søer (Bilag 1). Desuden blev andre egnede habitater for padder, fx vådområder og enge, vægtet højere, hvis de lå i kort afstand til små vandhuller, der kunne være potentielle ynglesteder (Tabel 2). Padder bevæger sig ofte kun korte afstande mellem deres ynglevandhuller og deres terrestriske sommerlevesteder og vinterraststeder (Søgaard & Asferg 2007).

Tabel 2. Vægtningen af i øvrigt egnede habitater for padder i forhold til afstanden til potentielle ynglevandhuller.

Afstand til vandhuller	Habitatvægtning
0 - 500 m	1
500 - 1000 m	0,8
1000 - 2000 m	0,5
>2000 m	0

Habitatkvaliteten (HK) af landskabet omkring et vejstykke blev beregnet ud fra arealet af de forskellige habitater i forskellige afstande omkring centrum for vejstykket. Habitatkvaliteten blev opgjort i forskellige afstande for at kunne vægte landskabssammensætningen i forskellige afstande til vejen. Landskabet tæt på vejen er afgørende for hvor dyrene vil komme op til vejbarrieren, mens landskabssammensætningen i større områder længere fra vejen vil indikere mere om arealet af egnede levesteder, og dermed antallet af dyr i området. For hjortevildt og odder-bæver blev habitatsammensætningen analyseret i 0-100 m, 100-500 m, 500-1000 m og 1000-2000 m's afstande og padder i 0-100 m, 100-250 m, 250-500 m og 500-1000 m. Habitatkvaliteten blev opgjort separat på hver side af vejstykket (HK_v og HK_h) i hver halvcirkel (0-100 m) og de tre halve ringe (Figur 5).

Et vejstykkets fragmentering af landskabet (LF) i en given afstandszone blev derefter opgjort som forskellen mellem gennemsnittet af habitatkvaliteten på de to sider af vejen og den absolutte forskel mellem habitatkvaliteten på de to sider i hvert par af halvcirkler og halve ringe:

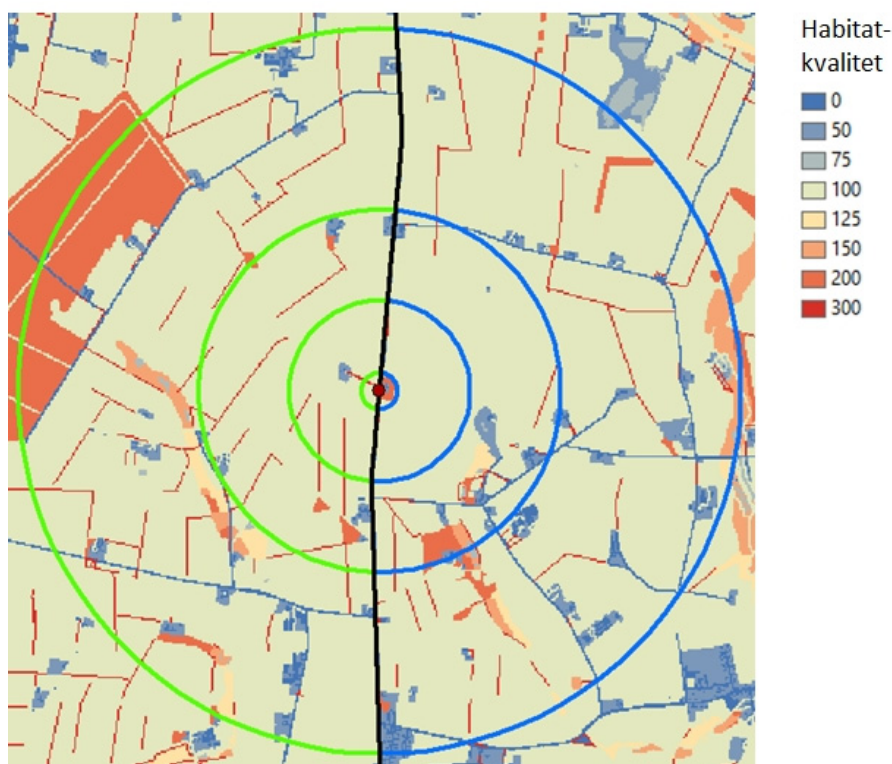
$$LF = ((HK_v + HK_h) / 2) - |HK_v - HK_h|$$

Vejstykkets fragmentering af landskabet med et givet areal af middelgode habitater på begge sider, vil således være mindre end vejstykker, der kun har gode habitater på den ene side selvom det samlede areal med habitatværdier er den samme. For at foretage den nationale syntese for hver artsgruppe over hele vejnettet blev alle LF-værdierne i ranket og tildelt en percentilværdi (PLF) (Tabel 3). De beregnede PLF-værdier betyder at den inderste zone vægtes højere end de ydre zoner og i øvrigt tiltager med stigende landskabsfragmenteringsværdier.

Tabel 3. Percentilværdier i de fire afstandskategorier for de rankede LF-værdier for 100m-vejstykker på hele statsvejnettet

Percentil (%)	Artsgrupper	Afstande			
		Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
	Hjortevildt og Odder-bæver	0-100 m	100-500 m	500-1000 m	1000-2000 m
	Padder	0-100 m	100-250 m	250-500 m	500-1000 m
<50		7	5	3	0
50 - 75		8	6	4	1
75 - 85		9	7	5	2
85 - 90		10	8	6	3
90 - 95		11	9	7	4
>95		12	10	8	5

Figur 5. Eksempel på hvordan habitatkvalitet blev opgjort i landskabet omkring et vejstykke (centrumpunkt) i forskellige afstande. Her er vist habitatkvalitet og afstande for hjortevildt (0-100 m, 100-500 m, 500-1000 m, 1000-2000 m) på hver side af vejen, hhv. grønne og blå halvcirkler.



Landskabssammensætningens bidrag til landskabsfragmenteringsindekset for det enkelte vejstykke (i) blev endelig opgjort ved at summere percentilværdier for de fire afstandskategorier:

$$LFI_{Land,i} = PLF_{Zone1,i} + PLF_{Zone2,i} + PLF_{Zone3,i} + PLF_{Zone4,i}$$

Hastighed og vejbredde

Brede veje som motorveje fragmenterer landskabet mere for dyrene end smalle veje. Andre strukturer på vejanlægget, fx autoværn og andre barrierer langs vejen og på midterrabatten, øger fragmenteringen yderligere på store vejanlæg. Tilsvarende stiger fragmenteringen med stigende kørehastighed på vejene pga. stigende risiko for trafikdrab da dyrene har mindre tid til at passere vejbanen ved en given trafiktæthed. Det er specielt aktuelt for små, langsomme dyr, fx padder.

Vejbredde og hastighed blev inkluderet i modellen som to selvstændige indikatorer. Vejtype blev anvendt som proxy for variationen i vejbredde og tilfaldte kørehastighed, da reelle tal ikke var tilgængelige. For kørehastighed blev vejstykkernes fragmenteringsværdi øget med 0, 1 eller 2 for hhv. landevej, motortrafikvej og motorvej i modellerne for alle dyregrupperne. For vejbredde blev vejstykkernes fragmenteringsværdi øget med 0, 1 eller 2 for hhv. landevej, motortrafikvej og motorvej i paddemodellen.

Vildt- og paddehegn

Hegn opføres for at blokere dyrs adgang til vejanlæg (fx Clevenger m.fl. 2001, Rytwinski m.fl. 2016). Den øgede fragmenteringseffekt på vejstrækninger på grund af hegning blev inkorporeret i modelleringen af vejnettets landskabsfragmentering ved at addere en fast værdi (5) til landskabsfragmenterings-

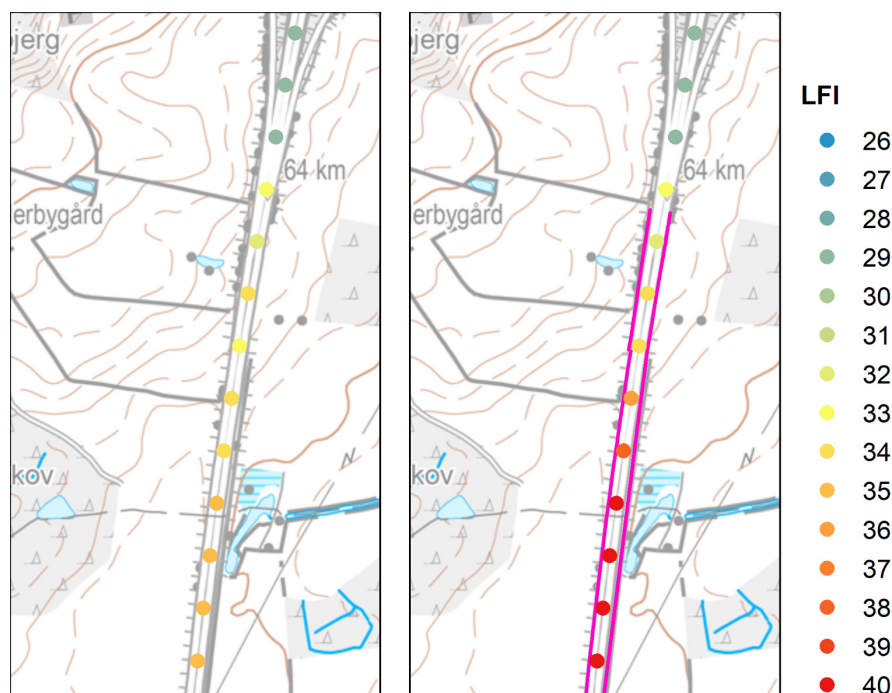
værdien for hegnede vejstykker. I modelleringen af fragmentering af landskabet for hjortevildt og odder-bæver øges LFI på vejstykker, der er hegned med vildthejn og støjskærme. I paddemodellen øges LFI for vejstykker, der er hegned med paddehejn og støjskærme. Landskabsfragmenteringsindekset øges for vejstykket, selvom der kun er hegn på den ene side af vejen, da det er tilstrækkeligt til at blokere dyrenes mulighed for at passere vejbarrieren. Hvis hegn er effektive vil vejene udgøre en fuldstændig barriere, men vi satte hegnseffekten forholdsvis lavt for at undgå at det blot ville være de hegnede vejstrækninger, der systematisk kom ud med de højeste fragmenteringsind-ekser. Generelt skal der altid anlægges faunapassager på vejstrækninger, der hegnes (Vejdirektoratet 2020).

Effekten af hegn falder nær hegnsafslutningerne, fordi dyr blot vandrer langs hegnet og krydser vejene lige uden for hegnet (Clevenger m.fl. 2001, van der Ree m.fl. 2015). Den nedsatte effekt af hegn op mod hegnsafslutninger blev indregnet ved at reducere hegnseffekten for vejstykker tæt på hegnsafslutningerne på de hegnede vejstrækninger. Hegnseffekten falder med stigende afstand til hegnsafslutningerne (Tabel 4, Figur 6). Padder vandrer oftest kun korte distancer langs hegn, før de vender om (Ottburg & van der Grift 2019).

Tabel 4. Bidraget fra hegn til landskabsfragmenteringen (LFI_{Hegn}) i forhold til afstanden til afslutningen af vildthejn og støjskærme for hjortevildt og odder-bæver og afslutningen af paddehegn for padder.

Afstand til hegnsende	Hjortevildt	Odder-Bæver	Padder
<100 m	0	0	0
100 - 200 m	0	2	4
200 - 300 m	1	4	5
300 - 400 m	2	5	5
400 - 500 m	4	5	5
>500 m	5	5	5

Figur 6. Eksempel på landskabsfragmenteringsindekset (LFI) for hjortevildt for 100m-vejstykker (vist som centrumspunkter) med (t.v.) og uden (t.h.) effekten af vildthejn (røde streger). LFI-værdierne er finere ind-delt end på andre kort for at tydeliggøre hegnseffekten (Baggrundskort DTK25-Grå, www.kortforsyningen.dk).

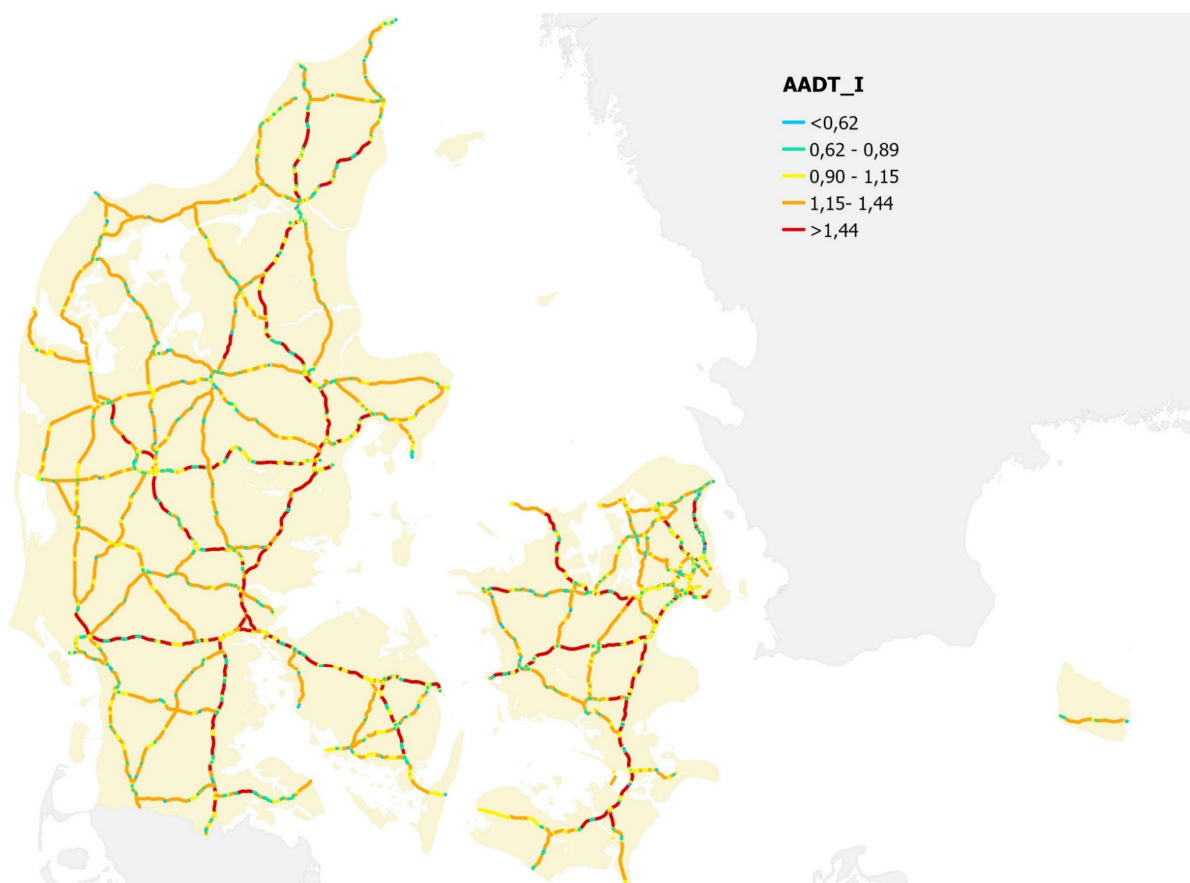


Trafiktæthed

En vejbarrieres fragmenteringsniveau er korreleret med trafikmængden på vejen (fx Seiler 2004, Jaeger m.fl. 2011, van der Ree m.fl. 2015). Årsdøgns trafik (AADT) på statsvejnettet blev ekstraheret fra Vejdirektoratets Mastra-database. Årsdøgns trafikallet for de enkelte Mastra-vejstrækninger er ikke normalfordelt. For at reducere betydningen af ekstremværdier, fx trafiktallet på meget korte Mastra-vejstrækninger eller de mest trafikkerede vejstrækninger, blev årsdøgns trafikallet for hver Mastra-vejstrækning korrigeret for længden (Lgd_M) og omregnet til et normalfordelt indekstal for trafikmængden på alle vejstykker (Figur 7):

$$AADT_I_i = \frac{\ln(1 + AADT * Lgd_M)}{\frac{1}{n} (\sum_{M=1}^n \ln(1 + AADT * Lgd_M))}$$

AADT_I-værdierne blev transformeret til et trafikbidrag (LFI_{Trafik}) med værdier mellem 0 – 4 i modellerne for hjortevildt og odder-bæver (Tabel 5). I paddemodellen blev bidraget fra trafiktætheden øget, da padder bevæger sig forholdsvis langsom og risikoen for trafikdrab er meget høj på alle veje med en årsdøgns trafik på mere end 3000-5000 biler (Hels & Buchwald 2001).



Figur 7. Relativ årsdøgns trafik (AADT_I) på statsvejnettet.

Tabel 5. Landskabsfragmenteringsbidrag (LFI_{Trafik}) ift. årsdøgns trafikindekset (AADT_I) for hjortevildt og odder-bæver og padder.

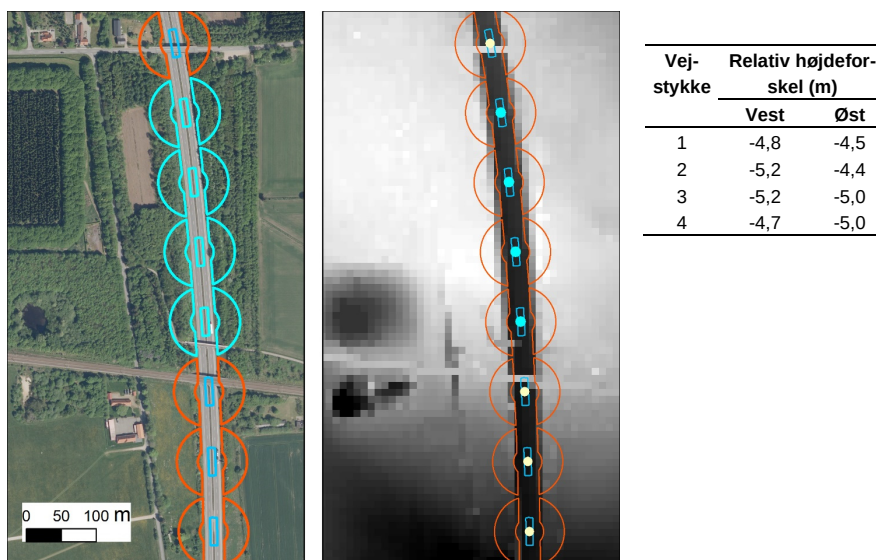
AADT_I	Hjortevildt og Odder-Bæver	Padder
<0,62	0	0
0,62 - 0,89	1	2
0,90 - 1,15	2	4
1,16 - 1,44	3	4
>1,44	4	4

Topografi

Højdeforskellen mellem vejbanen og det omkringliggende landskab blev estimeret ud fra 10m raster af Danmarks Højdemodel (DHM)s TERRAEN-kortene. Den relative højdeforskel blev estimeret ved at sammenligne højden af vej-overfladen og højden af terrænet op til 50 m fra vejen på hver side omkring centrum af hvert enkelt vejstykke (Figur 8). Beregningen af middelhøjden af det omkringliggende terræn blev startet i forskellige afstande fra vejstykkets vejcentrumslinje afhængigt af vejens type (landevej: 5 m, motortrafikvej: 10 m, motorvej: 15 m).

For omkring 0,5% af vejstykkerne var det ikke muligt at beregne højdeforskelle pga. flere parallelle veje. Højdeforskellen på den side, der overlappede med parallelvejen, blev sat til 0 m. Topografi-bidraget til det samlede fragmenteringsindeks er uafhængig af om vejen ligger i afgravning eller over terræn. De estimerede højdeforskelle blev transformeret til et fragmenteringsbidrag (LFI_{Topo}) med værdier fra 0 til 4 (Tabel 6). Hvorvidt vejen ligger i en afgravning eller over det omkringliggende terræn fremgår af baggrundsdata i modellen.

Figur 8. Den relative højdeforskel mellem vejbanen og det omkringliggende terræn blev opgjort for hver 100m-vejstykke ud fra DHM Terræn højdekort. Her illustreret for fire vejstykker på motorvej E20 ved Esbjerg, hvor vejbanen ligger mellem 4,4 og 5,2 m under det omgivende terræn ved de fire markerede 100m-vejstykker.



Tabel 6. Landskabsfragmenteringsbidraget fra topografien (LFI_{Topo}) i forhold til de relative højdeforskelle mellem vejbanen og det omkringliggende terræn 100 m fra vejen.

Relativ højdeforskel (m)	LFI_{Topo} bidrag
< 2, til begge sider	0
2 - 5 til ene side og <2 til anden side	1
2 - 5 til begge sider	2
> 5 til ene side og <5 m til anden side	3
> 5 til begge sider	4

Tæthed af hjortevildt og forekomst af paddearter

Tætheden af hjortevildt og antallet af paddearter indgår i hjorte- og padde-modellerne. For de dyr, der lever omkring vejen, er det enkelte vejanlægs fragmentering af landskabet og behovet for faunapassager uafhængig af tætheden af hjorte og antallet af paddearter, men eventuelle faunapassager i områder

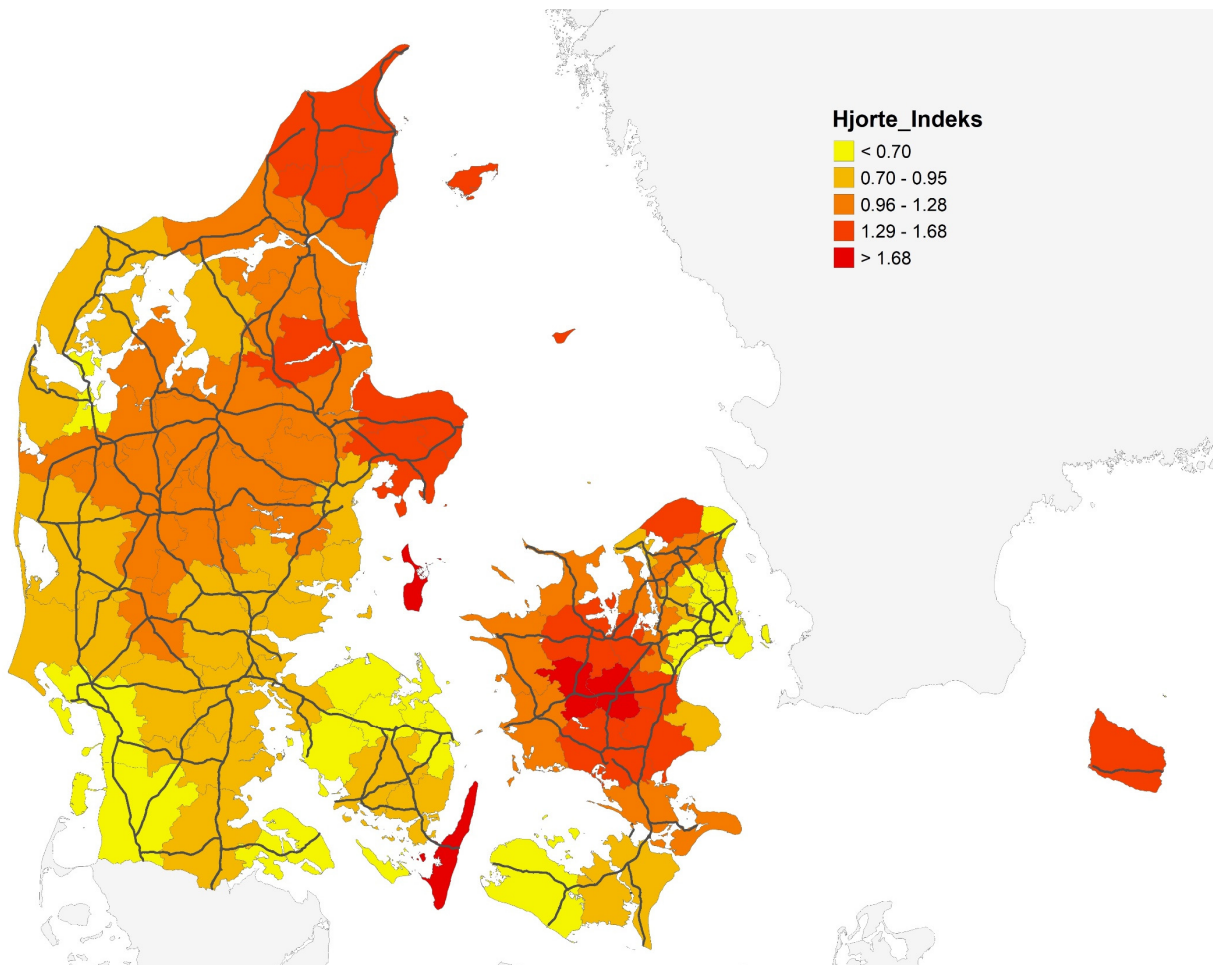
med relativt tætte bestande af hjortevildt og mange paddearter kan bryde vejbarrieren for flere hjortedyr eller forbedre bestandsstatus af flest muligt paddearter.

Hjortevildt

Bestandstætheden af hjortevildt blev inddraget i modellen for statsvejnettets fragmentering af landskabet for hjortevildt. Tætheden af hjortevildt er ukendt, men variationen i tætheden mellem kommuner afspejles i lokale forskelle i det indberettede jagtudbytte af hjortevildt (Asferg m.fl. 2016). Tæthedsindekset for hjortevildt blev estimeret på kommuneplan ud fra det årlige indberettede udbytte af rådyr, dådyr og krondyr i hver kommune i jagtsæsonerne 2014/15-2018/19 (<http://fauna.au.dk>). Over de fem jagtsæsoner er nedlagt i alt 619650 stykker hjortevildt. De mange små kommuner i hovedstadsområdet blev slået sammen i de gamle amter for at undgå ekstreme værdier i antallet af nedlagte hjorte pr. km².

Tætheden af hjorte i hver kommune blev omregnet til et normalfordelt indeks, hvor 1,0 svarer til det gennemsnitligt antal nedlagte hjorte for hele landet (2,8 hjorte / km² / år) (Figur 9):

$$\text{Hjorte_I}_k = \frac{\text{Hjorte}_k / \text{km}^2 / \text{år}}{\frac{1}{n} (\sum_{k=1}^n \text{Hjorte}_k / \text{km}^2 / \text{år})}$$



Figur 9. Relative tætheder af hjortevildt (rådyr, krondyr og dådyr) pr. kommune estimeret ud fra det årlige vildtudbytte i jagtsæsonerne 2014/15 – 2018/19. De sorte linjer viser statsvejnettet.

Hjorteindekset for hver kommune blev transformeret til et bidrag til landskabsfragmenteringen for vejstykker i de respektive kommuner (Tabel 7).

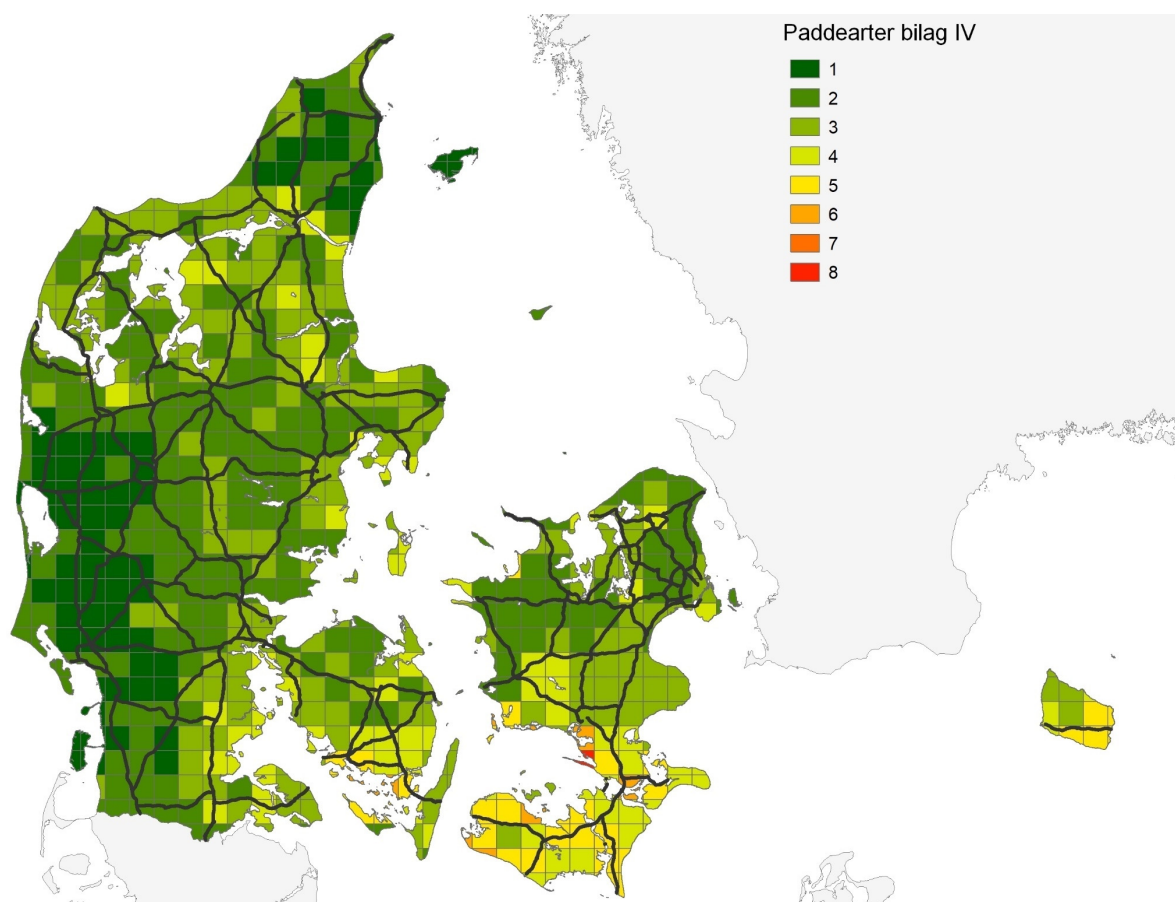
Tabel 7. Bidraget til landskabsfragmenteringen i hjortemodellen (LFI_{Hjort}) for forskellige relative tætheder af hjortevildt ($Hjort_I$).

Hjorte_I	LFI_{Hjort}
<0,70	0
0,70-0,95	1
0,96-1,28	2
1,29-1,68	3
>1,68	4

Antal paddearter

Der er behov for sikre passagemuligheder, hvor veje passerer lokaliteter med et stort antal paddere, uanset arten. Forekomsten af paddearter blev opgjort i 10x10 km kvadrantniveau ud fra NOVANA-overvågningen (Therkildsen m.fl. 2020) og Fog m.fl. (1997), suppleret med troværdige registreringer fra eksperter på fx <http://arter.dk> (Figur 10).

Forekomsten af strengt beskyttede paddearter, dvs. paddearter på Habitatdirektivets bilag IV, var stærkt korreleret med totalantallet af paddearter ($r^2 = 0,80$, $F = 2626$, $P < 0,0001$). Bidraget til fragmenteringsindekset fra antallet af paddearter (LFI_{padde}) blev derfor blot opgjort som antallet af strengt beskyttede paddearter i de 10km-kvadrater, som statsvejnettet gennemskærer. Antallet af strengt beskyttede paddearter i disse 10km-kvadrater varierede fra 1 til 6.



Figur 10. Antallet af strengt beskyttede paddearter (habitatdirektivets bilag IV) i 10 km-kvadrater. De sorte linjer viser statsvejnettet. I kvadrater med statsveje er der 1 - 6 bilag IV-paddearter.

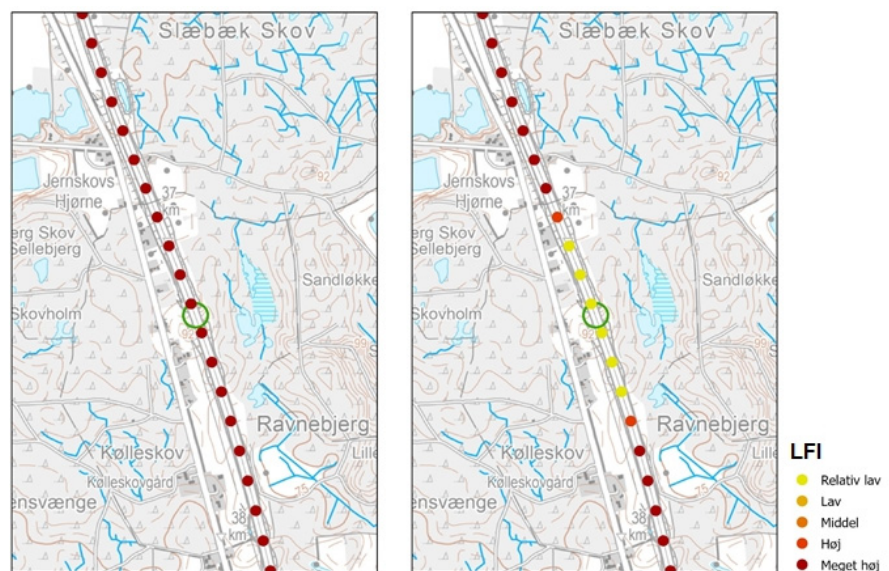
Eksisterende faunapassager

Faunapassager reducerer statsvejnettets fragmentering af dyrenes levesteder (fx Elmeros & Hansen 2019). Faunapassageres effekt på landskabsfragmentering af de enkelte vejstykker blev inkorporeret i modelleringen ved at multiplicere en faktor for faunapassageres effektivitet på LFI-værdi for vejstykker, der ligger ved faunapassager.

De eksisterende faunapassager er registreret som punkter i Vejdirektoratets data. Faunapassager, der er registreret som to bygværker i umiddelbar forlængelse af hinanden, fx to separate broer under sporene på en motorvej, blev regnet som én faunapassage, da dyrene formodes at opfatte de to broer som én struktur. Landskabsbroer er ligeledes registreret som punkter selvom de kan være flere hundrede meter lange. Datasættet indeholder information om længden af nogle landskabsbroer. For de landskabsbroer, hvor der mangler information om længden, bestemte vi brolængden ud fra ortho-fotos. Landskabsbroers længde blev inkluderet i modellen for at indregne effekten af faunapassagerne på alle de vejstykker, som landskabsbroerne dækker.

En faunapassages effektivitet for forskellige dyregrupper afhænger af faunapassagens type og størrelse. Effektiviteten af forskellige faunapassagetyper for de forskellige dyregrupper blev skønnet efter viden om dyrenes brug af forskellige faunapassager (Tabel 8) (fx Georgii m.fl. 2007, Elmeros & Hansen 2019). De fleste vejstrækninger ved faunapassager er hegnede. Hegning langs vejen nær faunapassager kan øge faunapassageres effektivitet ved at lede dyrene frem til dem. Faunapassagerne påvirker derfor ikke kun fragmenteringen af det vejstykke, som de ligger på. Nabo-vejstykkeernes LFI blev korigeret i forhold til afstanden til faunapassagen med en effekt, der svarer til faldet i hegnseffekten i forhold til afstanden til afslutningen af vildthejn, støjskærme og paddehegn (Tabel 8, Figur 11).

Figur 11. Eksempel på effekten af eksisterende faunapassager på landskabsfragmenteringsindekset (LFI) for hjortevildt på A20 nord for Svendborg før (t.v.) og efter (t.h.) effekten af en bred faunabro (den grønne cirkel) blev inkluderet i LFI-estimatet. Prikkerne viser 100m-vejstykker (centrumpunktet). LFI-værdierne er inddelt efter 20%-percentiler for alle vejstykker (Baggrundskort DTK25-Grå, www.kortforsyningen.dk).



Tabel 8. Effekten af eksisterende faunapassager på vejstykkers landskabsfragmentering i forhold til faunapassagetype og afstand til en passage. Effektfaktoren multipliceres på vejstykkets LFI, dvs. lave værdier reducere landskabsfragmentering-sindekset. Koderne for faunapassager svarer til koderne, der er anvendt i Vejdirektoratets vejledning om faunapassager (Vejdirektoratet 2020).

		Afstand (m) til eksisterende faunapassage					
Faunapassagetype	Kode	0-100	100-200	200-300	300-400	400-500	>500
Faunabro - bred	A1F	0,1	0,19	0,37	0,73	0,91	1
Faunabro - smal	A2F	0,1	0,19	0,37	0,73	0,91	1
Høj dalbo	A1L tør	0	0,1	0,3	0,7	0,90	1
Høj dalbo	A1L våd	0,05	0,15	0,34	0,715	0,91	1
Mellem dalbro	A2L tør	0,1	0,19	0,37	0,73	0,91	1
Mellem dalbro	A2L våd	0,2	0,28	0,44	0,76	0,92	1
Lav dalbro	A2U våd	0,3	0,37	0,51	0,79	0,93	1
Underføring niveau A	A2U tør	0,3	0,37	0,51	0,79	0,93	1
Underføring niveau A	A2U våd	0,3	0,37	0,51	0,79	0,93	1
Underføring niveau B	B1U tør	1	1	1	1	1	1
Underføring niveau B	B1U våd	1	1	1	1	1	1
Underføring Paddetunnel B	B2 tør	1	1	1	1	1	1
Underføring niveau C	C våd og tør	1	1	1	1	1	1

Odder og Bæver

		Afstand (m) til eksisterende faunapassage					
Faunapassagetype	Kode	0-100	100-200	200-300	300-400	400-500	>500
Faunabro - bred	A1F	0,1	0,37	0,82	1	1	1
Faunabro - smal	A2F	0,1	0,37	0,82	1	1	1
Høj dalbo	A1L tør	0,05	0,34	0,81	1	1	1
Høj dalbo	A1L våd	0	0,3	0,8	1	1	1
Mellem dalbro	A2L tør	0,1	0,37	0,82	1	1	1
Mellem dalbro	A2L våd	0	0,3	0,8	1	1	1
Lav dalbro	A2U våd	0	0,3	0,8	1	1	1
Underføring niveau A	A2U tør	0,2	0,44	0,84	1	1	1
Underføring niveau A	A2U våd	0,1	0,37	0,82	1	1	1
Underføring niveau B	B1U tør	0,4	0,58	0,88	1	1	1
Underføring niveau B	B1U våd	0,2	0,44	0,84	1	1	1
Underføring Paddetunnel B	B2 tør	0,9	0,93	0,98	1	1	1
Underføring niveau C	C våd og tør	0,9	0,93	0,98	1	1	1

Padder

		Afstand (m) til eksisterende faunapassage					
Faunapassagetype	Kode	0-100	100-200	200-300	300-400	400-500	>500
Faunabro - bred	A1F	0,2	0,84	1	1	1	1
Faunabro - smal	A2F	0,2	0,84	1	1	1	1
Høj dalbo	A1L tør	0	0,8	1	1	1	1
Høj dalbo	A1L våd	0	0,8	1	1	1	1
Mellem dalbro	A2L tør	0	0,8	1	1	1	1
Mellem dalbro	A2L våd	0	0,8	1	1	1	1
Lav dalbro	A2U våd	0	0,8	1	1	1	1
Underføring niveau A	A2U tør	0,2	0,84	1	1	1	1
Underføring niveau A	A2U våd	0,1	0,82	1	1	1	1
Underføring niveau B	B1U tør	0,3	0,86	1	1	1	1
Underføring niveau B	B1U våd	0,2	0,84	1	1	1	1
Underføring Paddetunnel B	B2 tør	0,1	0,82	1	1	1	1
Underføring niveau C	C våd og tør	0,3	0,86	1	1	1	1

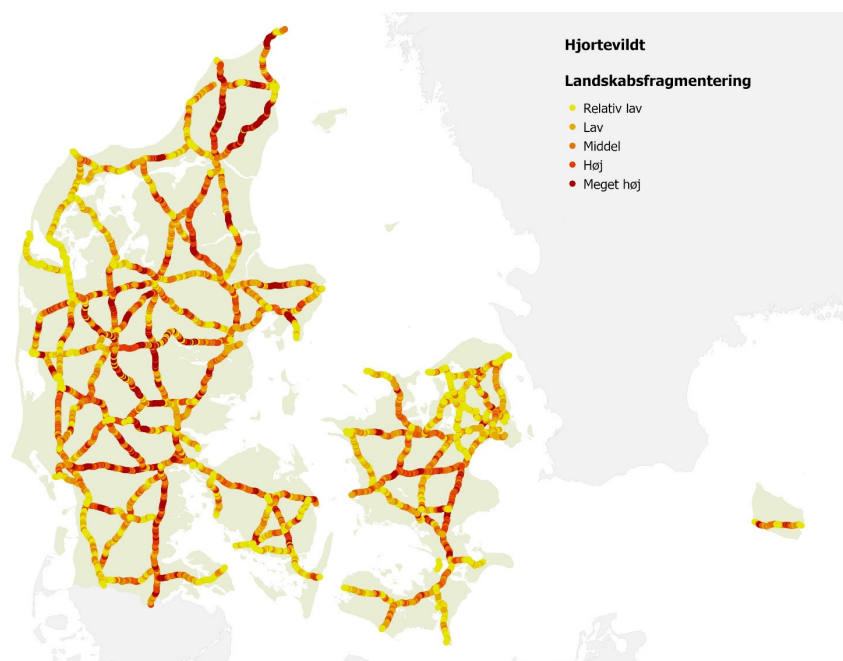
Landskabsfragmenteringskort

Hjortevildt

Der er vejstrækninger med høje landskabsfragmenteringsindeksværdier for hjortevildt på stort set alle statsveje bortset fra vejene i Nordvestjylland (Figur 12). Alle motorveje har vejstrækninger med middelhøje til meget høje fragmenteringsværdier med undtagelse af strækningerne ved byer og korte strækninger omkring egnede faunapassager. Selv forholdsvis nye veje har lange strækninger med meget høje fragmenteringsværdier, fx de hegnede vejstrækninger i Vendsyssel og ml. Vejle og Herning. Dette til trods for at fragmenteringseffekten af hegn er sat forholdsvis lavt.

De fleste 100m-vejstykker med de allerhøjeste landskabsfragmenteringsindekser ligger på motorveje, heriblandt flere strækninger på relativt nye, hegnede motorveje. Der er dog også vejstrækninger på mindre vejtyper med lavere trafikmængder blandt veje med de allerhøjeste fragmenteringsværdier, fx ved Haderup, Jyderup og Rønnede. Nogle af de 100m-vejstykker, der har de højeste landskabsfragmenteringsindekser for hjortevildt, ligger på vejstrækninger med faunapassager, fx hegnede vejstrækninger ved Jyske Ås og ved Svendborg. For hjortevildt er der ofte høj fragmenteringsværdi for flere sammenhængende 100m-vejstykker gennem en skov. Det er formentlig mindre væsentligt om en faunapassage anlægges præcist på de 100m-vejstykker med den højeste fragmenteringsindeks på vejstrækninger gennem skovene, blot der sikres uforstyrrede adgangsforhold til faunapassagerne.

Figur 12. Statsvejnettets fragmentering af landskabet for hjortevildt. LFI-værdierne er inddelt efter 20%-percentiler for alle vejstykker i hele landet.



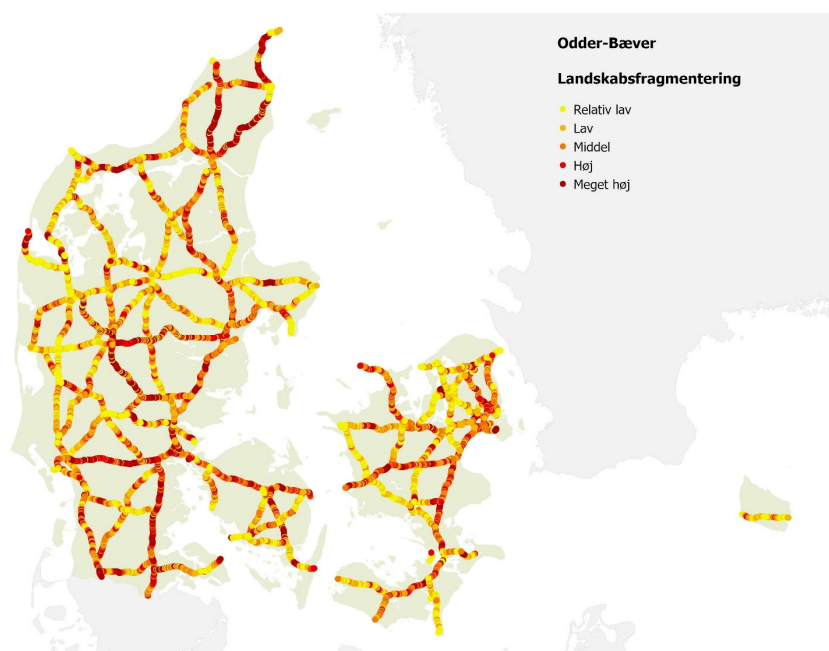
Odder og bæver

For odder og bæver er der vejstykker med høje estimerede landskabsfragmenteringsindeksværdier på alle vejtyper i hele landet på vejstrækninger ved vandløbskrydsninger og ådale, langs vådområder og kyststrækninger (Figur 13). På grund af odders og bævers høje tilknytning til vandløb reducerer effekten af eksisterende faunapassager på enkelte vandløb kun fragmenteringsværdierne for korte vejstrækninger tæt på faunapassagerne.

Ved vejpassager af ådale og vådområder er der høje fragmenteringsværdier på flere sammenhængende 100m-vejstykker. Hvis der er mange grøfter, småsøer eller grøfter parallelt med vejen i ådalen, ligger vejstykkerne med de højeste landskabsfragmenteringsværdier ikke ved selve hovedvandløbet. Eventuelle faunapassager bør dog anlægges ved hovedvandløbet, hvor man må forvente, at odder og bæver oftest vil forsøge at krydse barriererne. Mens bæver fortsat har en begrænset udbredelse i det vestlige Jylland og et mindre område på Nordsjælland (Therkildsen m.fl. 2020), kan der forventes at være odder i vandløb i alle landsdele bortset fra på Bornholm (Elmeros 2021). Det er relevant at sikre passagemulighederne for odder på selv meget små vandløb og kanaler, der krydser veje og andre trafik anlæg.

I nogle områder er drænggrøfter i marker og skove registreret med små vandløb i det kortgrundlag, som modelleringerne er foretaget ud fra. Det trækker den modellerede fragmentering på vejstykker op selvom grøfterne reelt ikke er levesteder for odder eller bæver, fx ved Tønder.

Figur 13. Statsvejnettets fragmentering af landskabet i modelleringen for odder og bæver. LFI-værdierne er inddelt efter 20%-percentiler for alle vejstykker i hele landet.

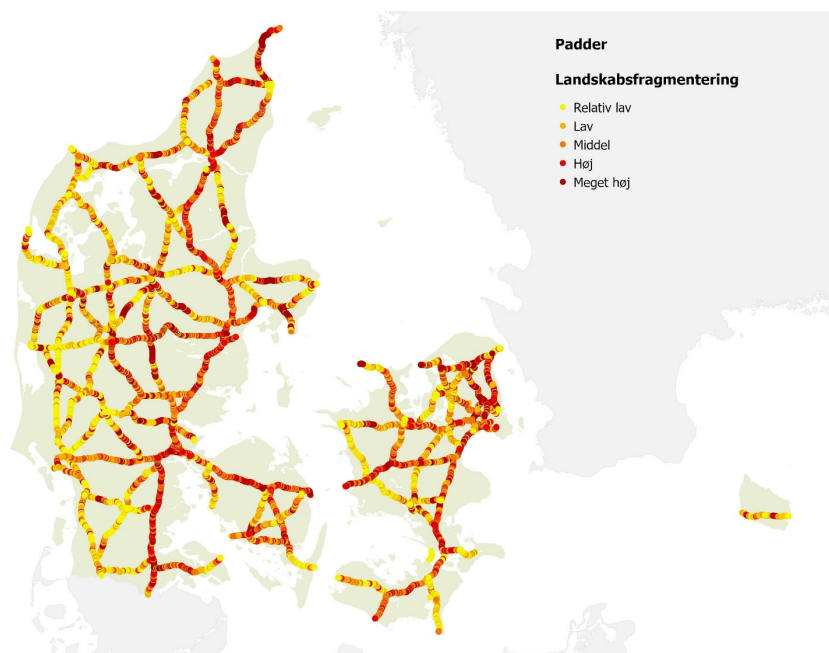


Padder

Modelleringen af statsvejnettets fragmentering af landskabet for padder indikerer, at der er vejstrækninger med høje fragmenteringsværdier for padder på alle vejtyper i hele landet (Figur 14). For landeveje i det vestlige Jylland og Vestsjælland er værdierne dog generelt lave. De landskabsfaktorer, der udløser høje fragmenteringsværdier ift. padder, er små søer, vådområder og skove med mange vandløb og søer. Drængrøfter i marker og skove er registreret som vandløb på grundkortene i nogle områder. Det trækker den estimerede fragmentering af vejstykker i de områder op, selvom grøfterne formentlig reelt ikke er egnede levesteder. De indikerer dog at det er fugtige habitater, der potentielt kunne være egnede levesteder for padder.

Modellering af levesteder for mindre arter med forholdsvis specifikke krav til levesteder er ofte problematisk, fordi de generelle kortlægninger af landskabet sjældent har kortlagt betydende faktorer for et områdes værdi som levested på et tilstrækkelig detaljeret niveau, fx om vandhuller i et område er egnede som ynglesteder for padder. Samtidig bruger padder landskabet i mindre skala end de større arter. Følgelig må der formodes at være større usikkerheder på modelleringen af vejnettets landskabsfragmentering for padder end for hjorte og odder-bæver. Derfor er det vigtigt at undersøge, om der er padderegistreringer i områder omkring vejstrækningerne med høje landskabsfragmenteringsværdier, inden der anlægges paddepassager, fx fra kvalitetssikrede registreringer fra NOVANA-overvågningen, kommunernes §3-besigtigelser og citizen science-platforme. Desværre fremgår det ikke af alle databaserne om eller hvordan data eventuelt er kvalitetssikrede.

Figur 14. Statsvejnettets fragmentering af landskabet for padder. LFI-værdierne er inddelt efter 20%-percentiler for alle vejstykker i hele landet.



Diskussion og perspektiver

Anvendelse af kortene

Modelleringen af statsvejnettets fragmentering af landskabet identificerer de vejstrækninger, hvor vejene fragmenterer de vilde dyrs levesteder mest. På vejstrækningerne med høje fragmenteringsværdier må der formodes at være de største behov for at defragmentere landskabet igen. Det må endvidere forventes at eventuelle indsatser på disse vejstrækninger, fx ved at anlægge vel-dimensionerede faunapassager eller fjerne hegn, vil være mest effektive i forhold til at forbedre de vilde dyrs muligheder for at vandre frit i landskabet og forbedre bestandenes status.

Modelleringer er aldrig bedre end de data, som man bygger dem op omkring og den empiriske viden, der ligger på emnet. De enkelte vejstykkers estimerede landskabsfragmenteringsindeks for de forskellige artsgrupper skal ikke læses som en præcis, prioriteret liste. Det er relative værdier, men modelleringerne giver Vejdirektoratet og andre myndigheder en indikation på, hvor der er et stort behov for at defragmentere landskabet, og dermed hvor mulighederne for at reducere vejenes fragmentering af dyrenes levesteder skal undersøges nærmere. Det er relevant at undersøge dette og forbedre passagemulighederne for dyrene på alle vejstrækninger med meget høje fragmenteringsværdier.

Analyserne af statsvejnettets fragmentering af dyrenes levesteder tager kun hensyn til landskabets sammensætning op til 2 km fra vejene i modellerne for hjortevildt og odder-bæver, og op til 1 km i paddemodelleringen. Arealet af hele landområdet, som en vejstrækning fragmenterer, er ikke inkluderet i de enkelte, korte vejstykkers landskabsfragmenteringsindeks. I prioriteringen af indsatser bør det også vurderes, hvor eventuelle investeringer bidrager til at defragmentere landskabet på en større skala og binde større bestande sammen. Investeringer i faunapassager på sådanne strækninger, fx på motorvejene i Østjylland ved Ejer Bavnehøj og Vestsjælland ved Sorø-Slagelse, vil forbinde større bestande end faunapassager mellem mindre landområder eller små bestande, der i forvejen er stærkt isolerede af fx byområder.

Nærliggende trafikinfrastrukturer er ikke inkluderet i landskabsfragmenteringsindekset for vejstykkerne, fx landeveje eller jernbaner der ligger parallelt med motorveje. Alt andet lige vil disse trafik anlæg også fragmentere landskabet, og der vil være de samme behov for at forbedre passageforholdene for faunaen på de parallelle trafik anlæg som på motorvejen. Landskabsfragmenteringskortene kan anvendes af andre statslige myndigheder og kommuner til at bevare og friholde korridorer for by-, industri- og anden udvikling. By- og industriudvikling langs vejene forstærker barrierevirkningen af trafik anlægget. Hvis kommunal eller regional arealplanlægning ikke tager hensyn til dyrenes levesteder, spredningskorridorer og placeringen af de eksisterende faunapassager, reduceres værdien af vejmyndighedernes investeringer i beskyttelsen af de fritlevende, vilde dyr og deres levevilkår.

Andre faktorer end landskabsfragmenteringsindeksværdierne bør inddrages i prioriteringen af, hvilke artsgrupper og på hvilke vejstrækninger man vil

forbedre dyrenes passagemuligheder. Fx om indsatsen med at reducere vejnettets fragmentering af dyrenes levesteder skal koncentreres på få vejstrækninger, eller om indsatsen skal fordeles, så levestederne defragmenteres i flere områder og gavner flere bestande. Som udgangspunkt bør vej- og naturmyndigheder regelmæssigt vurdere mulighederne for at reducere vejnettets negative påvirkning af naturen på alle vejstrækninger, specielt hvis vejstrækninger står foran renoveringer eller opgraderinger eller der planlægges andre arealanvendelser langs vejene. I skriptet til modelleringen er indbygget en funktion, så man kan selekttere bestemte regioner eller vejstrækninger for at estimere landskabsfragmenteringsindekset på udvalgte dele af vejnettet, så man kan analysere behovet mere detaljeret på de udvalgte vejstrækninger, fx motorvej E20 i Sønderjylland.

Nogle af de 100m-vejstykker, der har de højeste landskabsfragmenteringsindekser for hjortevildt, ligger på hegnede vejstrækninger gennem skov, hvor der allerede er anlagt faunapassager. Hvis man vil neutralisere vejes fragmentering af hjortevildts levesteder skal der formentlig være egnede faunapassager for hver 1-2 km (Jędrzejewski m.fl. 2009, Rolandsen m.fl. i O'Brien m.fl. 2018).

Vejstrækninger med højkvalitetshabitater på den ene side af vejen, og lavkvalitetshabitater på den anden side, har lave landskabsfragmenteringsværdier i hjortemodellen, fx veje langs skovkanter. I de tilfælde tager modellen ikke højde for en fragmentering af levestedernes kvalitet, og den forhøjede risiko det medfører for kollisioner (Elmeros m.fl. 2014). Der kan således også være et behov for faunapassager på sådanne vejstrækninger, da fritlevende hjortevildt bruger landskabet i stor skala og skal kunne bevæge sig frit over store områder, inkl. gennem ikke-primære habitater.

Udvikling og validering

Korttemaerne, som vi har anvendt til at modellere vejnettets landskabsfragmentering ud fra, er ikke statiske. Vejnettets fragmentering af landskabet vil ændre sig i takt med ændringer i arealanvendelse og trafikudvikling, fx byudvikling og udlægning af industriområder langs motorveje, ændret hegning i forbindelse med arealforvaltningen og stigende trafikmængder. Ændringerne i arealanvendelsen vil formentlig ikke være drastiske fra år til år og forventeligt vil skovområder, vandløb og vådområder kun ændres minimalt, men det kunne være formålstjenesteligt at opdatere modelleringen af konfliktsteder med jævne mellemrum. Der vurderes dog allerede nu at være tilstrækkeligt vidensgrundlag i modellerne til at kunne forbedre passagemulighederne for dyrene på væsentlige konfliktsteder ved at anlægge veldimensionerede faunapassager eller fjerne hegn, uden at vente på yderligere opdateringer af kort og planer.

Mange dyrebestande er opsplittede af trafikinfrastrukturer, bebyggede områder, hegn i skov- og landbrug og hegnede dyre- og naturhaver, hvilket kan ses i form af genetiske forskelle i de små, fragmenterede bestande (van der Ree m.fl. 2015, De Groot m.fl. 2016, Reiner m.fl. 2021). Man har begrænset empirisk viden om betydningen af vejnettets fragmentering af dyrenes levesteder på bestandenes status samt de forskellige faktoreres betydning for den genetiske fragmentering. Betydningen af faktorerne er formentlig også kontekstafhængig og varierer i forskellige landskaber. Modelleringen af landskabsfragmenteringen er opbygget i moduler for de forskellige faktorer. Ef-

terhånden som man får tilvejebragt empirisk viden og parameteriseret de forskellige faktorer, der indgår i modellens forskellige moduler, kan modulerne forbedres for at give et mere præcist billede af vejnettets fragmentering af landskabet for dyrene. Bedre viden om dyrenes adfærd omkring veje, krydsningsfrekvenser og brug af landskabets ressourcer kunne tilvejebringes ved GPS-mærkning af dyr i forskellige landskaber. Mere realistiske agentbaserede modelleringer kan også anvendes til at bestemme vejstrækningers fragmentering af dyrenes levesteder, påvirkningen af bestandenes status og til at belyse de forskellige faktoreres betydningen på vejenes fragmentering af landskabet (Topping m.fl. 2003).

Metoden til modelleringen af vejes landskabsfragmentering kan også anvendes til at identificere de væsentligste konfliktstrækninger på forskellige alternativer i planlægningsfasen for nye vejanlæg. Det er dog væsentligt at være opmærksom på, at selvom en vej føres uden om vigtige levesteder for dyregrupper, vil der stadig være et behov for at sikre, at bestandene ikke afskæres fra nabobestandene.

Modellerne til analyse af vejnettets fragmentering af landskabet kunne også anvendes til at estimere jernbanenettets fragmenteringseffekt for fritlevende, vilde dyr.

Litteratur

Asferg T, Clausen P, Christensen TK, Bregnballe T, Clausen KK, Elmeros M, Fox AD, Haugaard L, Holm TE, Laursen K, Madsen AB, Madsen J, Nielsen RD, Sunde P, Therkildsen OR 2016. Vildtbestande og jagttider I Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2018. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 195.

Clarke GC, White PCL, Harris S 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.

Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29, 646-653.

Clevenger AP, Waltho N 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. – *Biological Conservation* 121, 453-464.

Covarrubias S, González C, Gutiérrez-Rodríguez C 2021. Effects of natural and anthropogenic features on functional connectivity of anurans: a review of landscape genetics studies in temperate, subtropical and tropical species. *Journal of Zoology* 313, 159–171.

De Groot GA, Spek GJ, Bovenschen J, Laros I, van Meel T, Jansman HAH 2016. Herkomst en migratie van Nederlandse edelherten en wilde zwijnen: een basiskaart van de genetische patronen in Nederland en omgeving. Wageningen: Alterra, Wageningen-UR (Alterra-rapport 2724).

Elmeros M 2021. Vurdering af odderens udbredelse i 2020 og forventede spredning i Danmark. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Notat fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 2021 / 20.

Elmeros M, Andersen PN, Sunde P, Haugaard L, Skov F, Madsen AB 2014. Påkørte større vilde dyr i Danmark 2003-2012. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 91.

Elmeros M, Hansen TS 2019. Pattedyrs brug af større faunapassager i Vendsyssel. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 312.

Fog K, Schemdes A, de Lasson DR 1997. Nordens padde og krybdyr. G.E.C. Gads forlag, København.

Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L, France R, Goldman CR, Heanue K, Jones JA, Swanson FJ, Turrentine T, Winter TC 2003. Road ecology. Science and solutions, Island Press, Washington DC, USA.

Geodatastyrelsen 2015. Danmarks Højdemodel, DHM/Terræn. Geodatastyrelsen, Miljøministeriet.

Georgii B, Peters-Ostenberg E, Henneberg M, Hermann M, Müller-Stieß H, Bach L 2007. Nutzung von Grünbrücken und anderen Quaungsbauwerken durch Säugetiere. – Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 971, Bundesministerium für Verkehr, Bonn.

Gren I-M, Jägerbrand A 2019. Calculating the costs of animal-vehicle accidents involving ungulate in Sweden. *Transportation Research Part D* 70, 112–122.

Hels T, Buchwald E 2001. The effects of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99, 331-340.

Hofland A 2018. MJPO: The founding and future of a national defragmentation programme. IENE 2018 International Conference. Crossing borders for a greener and sustainable transport infrastructure.

Holderegger R, Di Giulio M 2010. The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. – *Basic and Applied Ecology* 11: 522-531.

Hylander K, Ehrlén J 2013. The mechanisms causing extinction debts. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 341-346.

Iuell B, Begger GJ, Cuperus R, Dufek J, Fry G, Hicks C, Hlavác V, Keller V, Rosell C, Sangwine T, Tørs-løv N, Wandell V le Marie (red.) 2003. COST 341 Wildlife and Traffic. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. KNNV Publishers, Utrecht, Netherlands.

Jackson ND, Fahrig L 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* 144, 3143–3148.

Jaeger JAG, Madriñán LF, Soukup T, Schwick C, Kienast F 2011. Landscape fragmentation in Europe. Joint European Environment Agency & Swiss Federal Office for the Environment. EEA Report 2/2011, Copenhagen, Denmark.

Jarvis LE, Hartup M, Petrovan SO 2019. Road mitigation using tunnels and fences promotes site connectivity and population expansion for a protected amphibian. *European Journal of Wildlife Research* 65, 27.

Jędrzejewski W, Nowak S, Kurek R, Mysłajek RW, Stachura, Zawadzka B, Pchałek M 2009. Animals and roads. Methods of mitigation the negative impact of roads on wildlife. Mammal Research Institute, Białowieża.

Levin, G. 2019. Basemap03. Technical documentation of the method for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet. Teknisk rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 159.

Levin G, Iosub C-I, Jepsen MR 2017. Basemap02. Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet. Teknisk rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 95.

O'Brien E, van der Grift E, Elmeros M, Wilson-Parr R, Carey C 2018. The Roads and Wildlife Manual. CEDR Contractor Report 2018-3. Guideline from Conference of European Directors of Roads (CEDR), Brussels.

Ottburg FGWA, van der Grift EA 2019. Effectiveness of road mitigation for common toads (*Bufo bufo*) in the Netherlands. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7, 23.

Reiner G, Klein C, Lang M, Willems H 2021. Human-driven genetic differentiation in a managed red deer population. *European Journal of Wildlife Research* 67, 29. doi.org/10.1007/s10344-021-01472-8

Rosell F & Pedersen KV 1999. Bever. Landbruksforlaget, Oslo

Rytwinski T, Soanes K, Jaeger JAG, Fahrig L, Findlay CS, Houlahan J, van der Ree, R, van der Grift EA 2016. How effective is road mitigation at reducing road kill? A meta-analysis. *PLoS ONE* 11, e0166941.

Seiler A 2004. Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10, 301-313.

Søgaard B, Asferg T (red.) 2007. Håndbog om arter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 635.

Therkildsen OR, Wind P, Elmeros M, Alnø AB, Bladt J, Mikkelsen P, Johansson LS, Jørgensen AG, Sveegaard S, Teilmann J 2020. Arter 2012-2017. NO-VANA. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 358.

Topping CJ, Hansen TS, Jensen TS, Jepsen JU, Nikolajsen F, Odderskær P 2003. ALMaSS, an agent-based model for animals in temperate European landscapes. *Ecological Modelling* 167, 65-82.

Traill LW, Bradshaw CJA, Brook BW 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139, 159-166.

van der Grift 2005. Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? *GAIA* 14, 144–147.

van der Ree R, Smith DJ & Grilo C 2015. Handbook of Road Ecology. – John Wiley & Sons, West Sussex, UK.

Vejdirektoratet 2000. Fauna- og menneskepassager, En vejledning. Vejreglerådet. Vejdirektoratet.

Vejdirektoratet 2011. Fauna- og menneskepassager, En vejledning. Vejreglerådet, Vejdirektoratet.

Vejdirektoratet 2020. Faunapassager - en vejledning. Vejreglerådet, Vejdirektoratet.

Bilag 1

Værdier for habitatkvalitet (HK) i landskabsanalyserne fra Basemap03 (<https://envs.au.dk/faglige-omraader/samfund-miljoe-og-ressourcer/arealanvendelse-og-gis/basemap/>) og de ekstra naturelementer fra Kortforsyningens seneste topografiske kort (www.kortforsyningen.dk) og beskyttede naturtyper fra danmarks-miljoeportal.dk.

BASEMAP_03 : lu_agg_2018

Code	Category name	Baseline HK values		
		DEER	OTTER/BEAVER	AMPHIBIANS
110000	Bygning	0	0	0
121000	Lav bebyggelse	50	0	100
121110	Lav bebyggelse; Bygning	0	0	0
122000	Høj bebyggelse	0	0	10
122110	Høj bebyggelse; Bygning	0	0	0
123000	Bykerne	0	0	10
123110	Bykerne; Bygning	0	0	0
124000	Andet bebyggelse	0	0	10
124110	Andet bebyggelse; Bygning	0	0	0
125000	Erhverv	0	0	10
125110	Erhverv; Bygning	0	0	0
126000	Lufthavn / landingsbane	0	0	0
126110	Lufthavn / landingsbane; Bygning	0	0	0
130000	Rekreativt område / sportsanlæg	50	0	10
130110	Rekreativt område / sportsanlæg; Bygning	0	0	0
141000	Vej, befæstet	0	0	0
142000	Vej, ikke befæstet	100	0	100
150000	Jernbane	0	0	10
150110	Jernbane; Bygning	0	0	0
160000	Råstofudvinding	50	0	25
211000	Landbrug, intensivt, midlertidige afgrøder	100	25	25
212000	Landbrug, intensivt, permanente afgrøder	100	25	25
220000	Landbrug, ekstensivt	100	50	25
230000	Landbrug, ikke klassificeret	100	25	25
311000	Skov	200	50	125
312000	Skov, våd	200	125	150
321000	Natur, tør	150	50	125
321220	Natur, tør; Landbrug, ekstensivt	125	50	100
322000	Natur, våd	150	125	150
322220	Natur, våd; Landbrug, ekstensivt	125	100	125
411000	Sø	75	100	50
412000	Vandløb	100	250	100
420000	Hav	0	125	0
800000	Ikke kortlagt	100	25	100

Applied modifications to these baseline habitat quality (HK) codings to the Basemap analysis based upon addition of GIS layers and / or spatial context:

DEER

- 1: GeoDanmark_200430 / NATUR / HEGN (line features)
HEGNSTYPE = Levende
raster cells with intersect within 2 m of line features : → 300
- 2: GeoDanmark_200430 / HYDRO / SOE (polygon features)
OR
Beskyttede-Natur (poly features)
Natyp_kode = 6
parts of these lakes that are >100 m from the edge of the lake : → 0

OTTER / BEAVER

- 1: GeoDanmark_200430 / HYDRO / VANDLOEBSMIDTE_BRUDT (line features)
VANDL_TYPE = 'Almindelig' AND MIDTBREDDE = '0-2.5')
raster cells with intersect to line features : → 250
- 2: Beskyttede_Vandloeb (line features)
raster cells with intersect to line features : → 500
- 3: GeoDanmark_200430 / HYDRO / VANDLOEBSMIDTE_BRUDT (line features)
VANDL_TYPE = 'Almindelig' AND MIDTBREDDE = '0-2.5')
AND
Beskyttede_Vandloeb (line features)
raster cells with intersect within 1.5 m of line features : → 500
- 4: GeoDanmark_200430 / HYDRO / VANDLOEBSMIDTE_BRUDT (line features)
VANDL_TYPE = 'Almindelig' AND (MIDTBREDDE = '2.5-12' OR MIDTBREDDE = '12-')
raster cells with intersect to line features : → 750
- 5: GeoDanmark_200430 / HYDRO / VANDLOEBSMIDTE_BRUDT (line features)
VANDL_TYPE = 'Almindelig' AND (MIDTBREDDE = '2.5-12' OR MIDTBREDDE = '12-')
AND
Beskyttede_Vandloeb (line features)
raster cells with intersect within 1.5 m of line features : → 1000
- 6: GeoDanmark_200430 / HYDRO / SOE (polygon features)
raster cells with intersect to line features : → 175
- 7: Beskyttede-Natur (poly features)
Natyp_kode = 6
raster cells with intersect to line features : → 200
- 8: Basemap03 lu_agg_2018 code 311000
raster cells > 100 m from a lake or river → 50
- 9: GeoDanmark_200430 / NATUR / HEGN (line features)
HEGNSTYPE = Levende
raster cells with intersect within 2 m of line features : → 200

Furthermore, in the analysis of each road section, the HK of Zone-1 left and right is boosted by 500 if there is a watercourse in both zone-1-right and zone-1-left, i.e. the road transect a watercourse.

AMPHIBIANS

- 1: GeoDanmark_200430 / HYDRO / VANDLOEBSMIDTE_BRUDT (line features)
VANDL_TYPE = 'Almindelig'
raster cells with intersect to line features : → 175
- 2: Beskyttede_Vandloeb (line features)
raster cells with intersect within 1.5 m of line features : → 175
- 3: GeoDanmark_200430 / HYDRO / SOE (polygon features)
raster cells with intersect to line features : → 175
OR
Beskyttede-Natur (poly features)
Natyp_kode = 6

raster cell recoding by lake size and distance from the edge of the lake :

size	<= 50 m from edge	> 50 m from edge
< 10000 m ²	200	100
10000 – 20000 m ²	160	80
> 20000 m ²	100	50

MODELLERING AF STATSVEJNETTETS FRAGMENTERING AF VILDE DYRS LEVESTEDER

Trafikinfrastukturer skærer sig som barrierer gennem landskabet og begrænser vilde dyrs mulighed for at bevæge sig frit. På nyere veje er der ofte anlagt enkelte faunapassager for at begrænse vejenes påvirkning af dyrenes levevilkår, men på ældre veje anlagt før 2000 er der oftest ingen afværgeforanstaltninger ud over hegning, der blot forstærker vejenes barrierevirkning. Rapporten beskriver en modellering af statsvejnettets fragmentering af landskabet. Vi har modelleret statsvejnettets landskabsfragmentering for forskellige dyregrupper med forskellige levesteder. Modelleringerne kan anvendes til at prioritere de vejstrækninger, hvor der er størst behov for at genskabe sammenhængen i landskabet og dermed mindske statsvejnettets negative påvirkninger på dyrenes levevilkår og bestandenes status, fx ved at skabe gode, sikre passagemuligheder for dyrene på tværs af vejbarriererne.