



AALBORG UNIVERSITY
DENMARK

Aalborg Universitet

Bidrag til forvaltningsplan for invasive rovdyr i Danmark

Notat fra Institut for Kemi og Biovidenskab, Aalborg Universitet, 24. september 2018

Pagh, Sussie; Pertoldi, Cino

Publication date:
2018

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link to publication from Aalborg University](#)

Citation for published version (APA):

Pagh, S., & Pertoldi, C. (2018). *Bidrag til forvaltningsplan for invasive rovdyr i Danmark: Notat fra Institut for Kemi og Biovidenskab, Aalborg Universitet, 24. september 2018.*

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- ? Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- ? You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- ? You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us at vbn@aub.aau.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



AALBORG UNIVERSITET

BIDRAG TIL FORVALTNINGSPLAN MOD INVASIVE ROVDYR I DANMARK

NOTAT FRA INSTITUT FOR KEMI OG BIOVIDENSKAB AALBORG UNIVERSITET, 24. SEPTEMBER 2018

Af Sussie Pagh og Cino Pertoldi, AAU
Faglig kommentering: Mariann Chriél, DTU

Rekvirent: Miljøstyrelsen
32 sider



AAU - VIDEN FOR VERDEN

INDHOLD

1. MINK (<i>NEOVISON VISON</i>)	4
1.1 Status og spredningspotentiale	4
1.2 Føde og habitatvalg	5
1.3 Ynglebiologi og reproduktion	6
1.4 Minkens fjender i den danske natur	6
1.5 Trusler over for den Danske fauna	7
1.5.1 Minkens indflydelse på hjemmehørende pattedyr	7
1.5.2 Eksempler på minkens betydning for fuglebestande	7
1.5.3 Minkens betydning for paddebestande	8
1.6 Økonomiske konsekvenser	9
1.7 Helbredseffekter og sygdomme hos mink	9
1.7 Populationstilvækst og jagttryk	9
1.7.1 "Turnover"	9
1.7.2 Populationstilvækst i forhold til forskellig dødelighed	9
2. MÅRHUND (<i>NYCTEREUTES PROCYONOIDES</i>)	11
2.1. Status og spredning	11
2.2 Føde og habitat	12
2.3 Ynglebiologi og reproduktion	13
2.4 Mårhundens trussel over for den danske fauna	14
2.4.1 Mårhundens indflydelse på hjemmehørende rovdyr	14
2.4.2 Mårhundens trussel overfor prædation og indflydelse på byttearter	14
2.5 Helbredseffekter i forbindelse med mårhunde	15
2.6 Populationstilvækst i forhold til jagttryk	16
2.6.1 Turnover hos mårhund	16
2.6.2 Populationstilvækst ved forskellig dødelighed	16
3 VASKEBJØRN (<i>PROCYON LOTOR</i>)	17
3.1 Status og biologi	17

3.2 Føde og habitat	19
3.3 Ynglebiologi og reproduction	20
3.4 Trusler mod den danske fauna.....	20
3.5 Populationsdynamik og dødelighed	20
3.5.1 Turnover for vaskebjørn	20
3.5.2 Populationstilvækst ved forskellig dødelighed	21
3.6 Helbredseffekter og sygdomme i vaskebjørn.....	21
4. GENERELT OM ROVDYRS PRÆDATION OG REGULERING AF ROVDYR.....	22
4.1 Rovdyrs effekt på byttebestande	22
4.3 Antiprædator adfærd	23
4.4 Bekæmpelse af en population	23
4.4.1 Generelt om jagt på rovdyr	23
4.4.2 Vurdering af årligt reguleringsmål	23
REFERENCER	24
APPENDIX	31
Appendix 1.....	31
Appendix 2.....	32

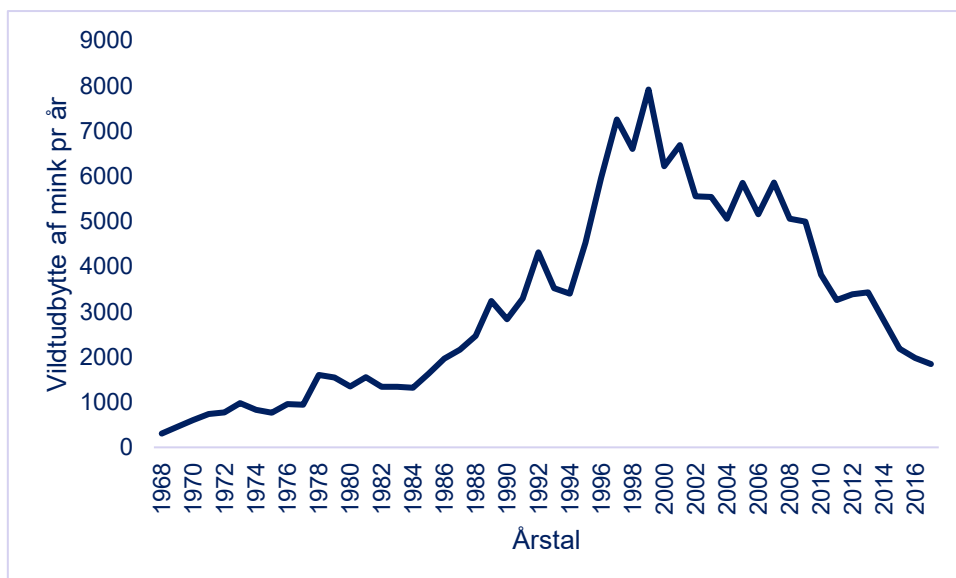
1. MINK (*NEOVISON VISON*)

1.1 STATUS OG SPREDNINGSPOTENTIALE

Amerikanske mink (*Neovison vison*) herefter refereret til som mink hører til mårfamilien og har sin naturlige udbredelse i Nordamerika, fra Florida i syd til Alaska i nord. I dag er den vidt udbredt i Europa, herunder de baltiske lande, Skandinavien, Storbritannien, det østlige Tyskland, Polen, og forekommer i mindre områder af Holland, Frankrig, Spanien og Italien (Bonesi and Palazon 2007).

Minkfarme blev etableret i Danmark i 1930'erne, og mink i den danske natur stammer fra mink undsluppet fra farme (Baagøe and Jensen 2007, Pertoldi et al. 2013). I dag observeres minken i det meste af Danmark, med undtagelse af en række mindre øer (Baagøe and Jensen 2007). Unge mink spredes normalt op til 10-50 km fra deres fødested, og mink kan søge efter en mage i et område af 5-20 km. Minkbestandens spredningshastighed til nye områder er beregnet til at være mellem 0.7km og 5 km om året og i gennemsnit 2 km om året (Iordan et al. 2012).

Antallet af mink i den danske natur kendes ikke, men vildtudbyttet steg kraftigt i slutningen af 1980'erne fra omkring 1000 til knap 8000 mink omkring årtusindskiftet (Figur 1). Herefter er udbyttet igen faldet og ligger i dag under 2000 mink pr. år (Baagøe and Jensen 2007, Christensen et al. 2017)(Figur 1). Det skal i den forbindelse bemærkes, at også antallet af jægere, der nedlægger mink er faldet, men at det gennemsnitlige antal mink pr jæger er stabilt (2006: antal minkjægere 1281 indrapporterer gn. 2,6 mink, mellem 1 og 32 individer, 2017: antal minkjægere 621 indrapporterer 2,9 mink, mellem 1 og 31 individer, personlig meddelelse, Thomas Kjær Christensen). I en rapport fra DCE konkluderes det, at den faldende tendens i jagtudbyttet på mink efter 1999 antages at afspejle en markant opstramning i forhold til indhegning af mink i 1999, hvor der blev stillet specifikke krav til hegn, fælder og andre foranstaltninger, der skulle hindre udslip af mink (Asferg 2017).



Figur 1. Vildtudbytte af mink, DCE, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

Før den skærpede indførelse af hegning af mink, skønnede en dansk undersøgelse baseret på isotopanalyse af mink, indsamlet i naturen fra 1998-2000, at 85% af de 226 indfangede mink var undsluppet en farm (Hammershøj et al. 2005). Et andet studie viste, at antallet af mink som blev fanget i naturen afspejlede tætheden af farme (Hammershøj and Asferg 1999).

1.2 FØDE OG HABITATVALG

Minks føde er undersøgt i flere af de områder, hvor minken har bredt sig uden for dens oprindelige leveområde. Undersøgelser viser, at mink er generalister og opportuniste, og at føden afhænger af årstiden, og det habitat hvor minken lever. I de fleste områder er minkens basisføde tilknyttet fugtige habitater, hvor de æder smågnavere, krebs, fisk, padde og fugle (Jensen 1993, Hammershøj et al. 2004, Melero et al. 2014). I de områder, hvor vinteren er hård (nordlige, centrale og østlige Europa) anses vinterperioden for at være en "flaskehals", hvor minkene har svært ved at finde føde. Is på floderne betyder, at minkene kun kan jage fisk på de steder, hvor der er åbent vand (Skierczynski et al. 2008). I landbrugsområder i Danmark, Polen og Sverige, udgør især smågnavere basisføden, men også fugle, fisk og padde og krebs er vigtige fødeemner, mens krybdyr, insekter udgør en mindre del af føden (Hammershøj et al. 2004, Krawczyk et al. 2013, Gerell 1967). I Sverige var frøer en sekundærføde, og fugle forekom hyppigst i fuglenes træ og yngletid, mens smågnavere varierede i forhold til fluktuationer i musebestandene (Gerell 1967). En dansk fødeundersøgelse af 211 mink fra Thy og Bornholm viste, at mink først og fremmest æder småpattedyr 29-35%, fugle 9-21%, fisk 0-12% og padde 4-22%. Føden varierer med årstiden, og på Bornholm åd mink generelt flere fugle og småpattedyr og færre padde end minkene i Thy. Den danske undersøgelse konkluderede, at der ikke findes evidens for, at minken skulle have hverken en begrænsende effekt på byttedyr eller på konkurrerende rovdyr. Men at man ikke kan udelukke, at minken lokalt kan have negativ effekt på byttearter, og at der er brug for flere data i den forbindelse (Hammershøj et al. 2004). I Danmark har minkens føde ikke været undersøgt i større vådområder.

I store vådområder i Polen og Rusland, var minkenes føde domineret af padde og krybdyr, fisk, krebs, insekter, snegle og småpattedyr. I vådområderne regnedes fugle, pattedyr og insekter for at være supplerende føde for minken (Brzezinski 2008, Kiseleva 2009). Snegle kunne i nogle habitater udgøre 100% af minkenes føde (Kiseleva 2009). I Cheremshanka regionen var hunminks hovedføde almindelig ravsnegl (*Succinea putris*) og lille mosesnegl (*Lymnaea palustris*) (Kiseleva 2014). I områder hvor der forekommer krebs fx i Nord Øst Spanien, hvor den invasive amerikanske flodkrebs (*Procambarus clarkii*) er udbredt, udgør den en stor del af minkens føde (Melero et al. 2008). Ved Illinois hvor minken er hjemmehørende er de stærkt knyttet til såkaldte "krebse hotspots" (Wolff et al. 2015). Rigelige mængder krebs kan gøre mink svære at udrydde (Melero et al. 2014).

Det skal imidlertid bemærkes, at minkens basisføde ser ud til at ændre sig, jo tættere de lever på kolonier af ynglefugle. I Polen udgjorde fugle og deres æg og unger 74% af føden hos de mink, som levede indenfor 100 m af ynglefuglekolonier (Brzezinski 2008).

1.3 YNGLEBIOLOGI OG REPRODUKTION

Mink har en stor kønsdimorfi, og hannerne kan være næsten dobbelt så store som hunnerne (Thom et al. 2004). Mink er polygame og hannerne parrer sig ofte med flere hunner. Territoriet er for det meste langs en å, et vandløb eller en kystlinje og kan variere mellem 0,5 km og 6,8 km (Yamaguchi et al. 2003). Mink bruger hulrum, fx under store træer eller i klippehuler, som bo (Jensen 1993). Mink kan også etablere bo under bygninger, fx bådhuse, eller de kan etablere sig i bæverbo eller forladte grave fra odder eller kanin (Bonesi & Palazon 2007). Mink har forsinket implantation. De parrer sig i perioden mellem februar og april, men ægget fæstner sig først til livmoderen efter nogen tid, og der kan gå 40 til 75 dage mellem parring og fødsel. Den egentlige fosterudvikling varer ca. 28 dage (Jensen 1993) og fødslen finder sted i april og maj (Jensen 1993).

Der er meget få artikler om vilde minks reproduktion, og i Danmark er der kun sparsomme optegnelser. Der har tidligere været problemer med at bestemme hvalpekuld ud fra placentale ar (Elmeros og Hammershøj 2006, Fournier-Chambrillon et al. 2010). Fra andre lande i Europa ved vi, at kuld størrelsen hos mink i naturen kan være mellem 3 og 7 hvalpe alt efter tætheden af mink i området (Sidorovich 1993, Fournier-Chambrillon et al. 2010, Melero et al. 2015, Mañas et al. 2016). Formentlig vil andelen af reproducerende hunner også afhænge af tætheden af mink. I Skotland var andelen af voksne reproducerende hunner 81% (Melero et al. 2015).

Det nøjagtige reproduktionstidspunkt for mink i den danske natur er ikke kendt, men det ligger formentlig ikke langt fra optegnelser fra Hvide Rusland, hvor fund af blinde minkhvalpe indikerede, at hvalpene blev født fra slutningen af april til starten af juni (Sidorovich 1993).

1.4 MINKENS FJENDER I DEN DANSKE NATUR

Invasive arter har sjældent naturlige fjender i deres nye leveområder, men undersøgelser tyder på, at minkene er i konkurrence med oddere og ræve, og at minkene kan fortrænges af disse to større arter (Melero et al. 2008, Bonesi et al. 2004, Bonesi et al. 2006). Både mink og odder er semiakvatiske, dvs. at de finder en stor del af deres føde i vand enten ved kysten eller i vandløb eller søer og har derfor et stort fødeoverlap (Bonesi et al. 2004). Odderen er specialiseret på akvatisk bytte, mens minken både kan jage i vand og på land. I et konkurrenceforhold er odderen formentlig den stærkeste (Bonesi et al. 2004). Fødenichebredden faldt hos minken i områder i England, hvor tætheden af oddere var stor (Bonesi et al. 2004). Undersøgelser i England tyder på, at odderens tilbagevenden i landskabet har haft en negativ effekt på minkpopulationen (Bonesi et al. 2004, Bonesi et al. 2006, McDonald et al. 2007). I det nordøstlige England i perioden 1991 til 2002 faldt antallet af steder med spor af mink fra 80% to 20%, mens spor af odder er steget fra 18% til 80%. Samtidig er vildtudbyttet af mink faldet efter 1996 i England (McDonald et al. 2007).

Undersøgelser i Sverige tyder også på, at der er et konkurrenceforhold mellem ræv og mink, selvom de to prædatorer findes i forskellige habitater. Minken holder hovedsagelig til ved, søer og vandløb, samt i kystområder, mens ræven er tilknyttet eng og markskel (Jensen 1993, Pagh et al. 2015). Da rævepopulationen faldt i Sverige efter et udbrud af skab i starten af 1980, steg vildtudbyttet af mink

kraftigt. Efterhånden som rævepopulationen genetableredes i takt med at sygdomsudbruddet aftog, faldt vildtudbytte af mink igen (Carlsson et al. 2010).

1.5 TRUSLER OVER FOR DEN DANSKE FAUNA

1.5.1 MINKENS INDFLYDELSE PÅ HJEMMEHØRENDE PATTEDYR

Mink menes at have en negativ effekt på europæisk mink også kaldet flodilder (*Mustela lutreola*) (Melero et al. 2008). Europæisk mink er aldrig konstateret i Danmark (Jensen 1993).

Mink og ilder (*Mustela putorius*) er begge tilknyttet våde habitater og har et stort fødeoverlap, idet begge arter ernærer sig af fisk, padder, fugle og småpattedyr. I Spanien mistænkes minken for at have haft en negativ indflydelse på bestanden af ildere, som faldt i perioden, hvor bestanden af mink tog til (Melero et al. 2008). I en dansk og polsk undersøgelse konkluderes det imidlertid, at de to arter kan sameksistere (Hammershøj et al. 2004, Brzeziński et al. 2010). Mink i Danmark lever først og fremmest af små pattedyr efterfulgt af fugle og fisk, mens danske ildere først og fremmest æder padder, efterfulgt af småpattedyr, fugle og fisk (Hammershøj et al. 2004). Sameksistens mellem arter, som har et stort fødenicheoverlap, vil afhænge af føde diversiteten i leveområdet (Melero et al. 2012).

Herhjemme har der ikke været fokus på, at minken kan have stor indflydelse på bestanden af mosegrise (*Arvicola amphibius*). Formentlig mest fordi mosegrise betragtes som skadedyr, på grund af deres forkærlighed for planterødder fx af frugtræer og af blomster og grøntsager. Mosegrise har imidlertid en vigtig økologisk funktion som bytte for mange rovpattedyr og rovfugle, og udgør dermed et vigtigt led nederst i fødekæden, især i fugtige habitater. I England, Skotland, Wales og Polen har man registreret et kraftigt fald i bestandene af mosegrise i mange habitater (Barreto et al. 1998, Barreto and Macdonald 1999, Carter and Bright 2003, Macpherson and Bright 2010, Brzeziński M. et al. 2018) og årsagen til mosegrisens tilbagegang menes at være både fragmentering af dens leveområder, men særlig prædation af mink (Carter and Bright 2003, Macpherson and Bright 2010, Brzeziński et al. 2018). Områder tæt på bebyggelse, som mink undgår, blev brugt som refugium af mosegrisene (Brzeziński et al. 2018).

1.5.2 EKSEMPLER PÅ MINKENS BETYDNING FOR FUGLEBESTANDE

Mink kan gøre skade i kolonier med jordrugende ynglefugle og særligt på øer, hvor der tidligere har været begrænset eller ingen adgang for rovdyr (Craik 1997, Nordström et al. 2003, Nordström and Korpimäki 2004, Bonesi and Palazon 2007).

Tre undersøgelser, hvor mink blev bekæmpet på øer i det Sydvestlige Finland i perioden 1998 til 2001, viser, hvordan ynglefuglebestande øges, når minkene bekæmpes (Nordström et al. 2002). Ynglebestande af gravand (*Tadorna tadorna*), troidand (*Aythya fuligula*) og fløjlsand (*Melanitta fusca*) steg i antal, når minken blev fjernet i forhold til kontrolområder, hvor der ikke blev fjernet mink (Nordström et al. 2002). Også sjældnere arter som knarand (*Anas strepera*), skeand (*Anas clypeata*), spidsand (*Anas acuta*) og toppet skallesluger (*Mergus serrator*), steg i antal selvom det ikke var signifikant. Der kunne derimod ikke spores nogen effekt på arter af større andefugle som knopsvane (*Cygnus olor*), grågås (Anser anser), edderfugl (*Somateria mollissima*) og stor skallesluger (*Mergus merganser*) (Nordström et al. 2002).

På øer med vadefugle, måger, terner, kjoever og mindre fugle kunne der ses en fremgang i ynglesucces, når minkene blev reguleret. Her steg bestandene af stor præstekrave (*Charadrius hiaticula*), almindelig kjoeve (*Stercorarius parasiticus*), arktisk terne (*Sterna paradisaea*) og skærpiber (*Anthus petrosus*) betydeligt, når minken blev fjernet. Også arter som stenvender (*Arenaria interpres*), stormmåge (*Larus canus*) og stenpikker (*Oenanthe oenanthe*) så ud til at have fremgang og alk (*Alca torda*) og tejest (*Cephus grylle*), som var forsvundet på nogle af øerne, vendte tilbage som ynglefugle efter bekæmpelse af mink. Yngletætheder af svartbag (*Larus marinus*), strandskade (*Haematopus ostralegus*) og hvid vipstjert (*Motacilla alba*) var ikke påvirket af minkens tilstedeværelse (Nordström et al. 2003, Nordström and Korpimäki 2004).

I fuglekolonier på små øer langs den skotske vestkyst betyder minkens tilstedeværelse nedgang i ynglesucces hos en række fugle fx hættemåge (*Chroicocephalus ridibundus*), stormmåge (*Larus canus*) og fjordterne (*Sterna hirundo*) (Craik 1997). Forskerne pointerede, at mink prædation er svært at påvise, men at der ikke var noget, som tydede på, at havfuglene havde forladt området af andre årsager, og at de derfor antog, at det store fald i antallet af ynglefugle på de skotske øer skyldtes prædation af mink (Craik 1997).

I det nordøstlige Polen undersøgte man minkens indflydelse på ynglebestande af blichøne (*Fulica atra*) og toppet lappedykker (*Podiceps cristatus*) (Brzezinski et al. 2012). Tæthederne af mink i området var 1.0 til 14.6 individer pr 10 km søbred. I undersøgelsen sammenlignede man antallet af ynglende blichøns og toppet lappedykker fra perioden (1971–1984) før minken blev udbredt i området, og efter (2002–2003) hvor minken etablerede sig i området. Desuden etablerede man kunstige reder af plantemateriale med hønseæg, for at vurdere hvilke rovdyr som tog flest æg. Minkene viste sig at være ansvarlig for tab på mellem 17% og 58% af indholdet i de kunstige reder og de plyndrede flere reder end øvrige rovdyr i området. Radiomærkningen af minkene viste, at mink undgik søområder i nærheden af menneskelig bebyggelse (Brzezinski et al. 2012). Forskerne bag undersøgelsen konkluderer, at selvom minken sandsynligvis er medvirkende årsag til nedgangen i antallet af ynglefugle, kan det ikke udelukkes at andre økologiske faktorer, som forurening kan have medvirket til nedgangen i antallet af blichøns og toppet lappedykker i området, da en nedgang i disse bestande kan spores globalt (Brzezinski et al. 2012).

Langs Themsen udsøgte man forekomsten mellem mink, fisk, grønbenet rørhøne (*Gallinula chloropus*) og mosegrise. Her blev der fundet en sammenhæng mellem forekomsten af mosegrise og mink, men ingen sammenhæng mellem forekomst af mink, fisk og grønbenet rørhøne (Halliwell and Macdonald 1996). I en senere undersøgelse langs Themsen kunne man imidlertid afsløre en signifikant negativ effekt på ynglesuccesen hos blichøns og grønbenet rørhøne i områder, hvor der var mink, selvom vandhønsene kun udgjorde 10% af minkens føde (Ferrerias and Macdonald 1999).

1.5.3 MINKENS BETYDNING FOR PADDEBESTANDE

Paddebestande undergår en større global tilbagegang af forskellige årsager, som dels tilskrives menneskers ændringer af landskabet og dels tilstedeværelse af invasive prædatorer. En undersøgelse af paddebestande på en ø-gruppe ud for sydvest Finland viser, at paddebestandene stiger, hvis minkene fjernes fra øerne. Bekæmpelsen af minkene øger både antallet og udbredelsen af butsnudet frø (*Rana temporaria*). Derimod havde minken igen indflydelse på skrubtudser (*Bufo bufo*) (Ahola et al. 2006).

1.6 ØKONOMISKE KONSEKVENSER

Studier som udreder de økonomiske konsekvenser af mink i naturen viser, at de lokalt kan have betydning for fiske- og fjerkræopdræt, men at det ikke har økonomisk indflydelse på nationalt niveau (Jernelöv 2018). Udveksling af sygdomme mellem mink i naturen og farmede mink kan også have betydning, da der er risiko for indslæbning af smitte efter håndtering af vildt (Gregers-Jensen et al 2015).

1.7 HELBREDSEFFEKTER OG SYGDOMME HOS MINK

Mink er ikke bærere af zoonotiske sygdomme, men kan være bærer af en række virussygdomme, heriblandt plasmacytose (Aleutian Mink Disease Virus) eller hvalpesyge, som kan smitte andre rovdyr, herunder hund (hundesygen). Ved undersøgelser af mink i naturen er der isoleret AMDV-typer identiske med AMDV typer fra farmede mink i området. Smittevejen er fra farmede mink til rovdyr i naturen, der kan fungere som et smittereservoir.

1.7 POPULATIONSTILVÆKST OG JAGTTRYK

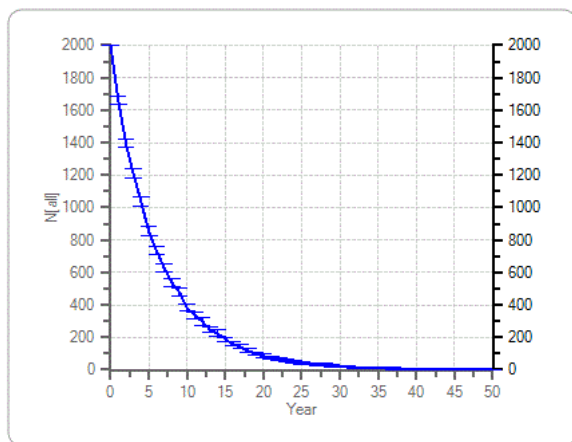
1.7.1 "TURNOVER"

"Turnover" er en grov beregning af, hvor stor en del af en population som kan dø, før populationsvæksten vil være faldende (se beregningsmetode for turnover i Pagh and Chriél 2017). Lloyd et al. (1976) baserede i sin tid deres beregning af turnover for ræve på, at antallet af hvalpe i gennemsnit er 3,7 og 4,2 pr. hunræv og finder en turnover hos ræve på 64%.

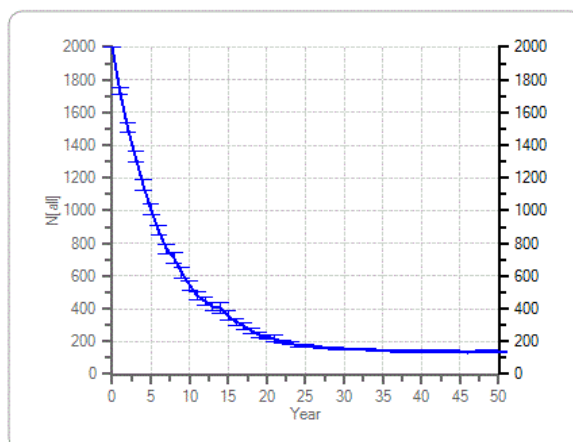
Da der endnu ikke findes reproduktionsundersøgelser af danske mink fra naturen, anvendes resultaterne fra de gennemsnitlige kuld størrelser fundet i Hviderusland, Frankrig og Spanien (Sidorovich 1993, Fournier-Chambrillon et al. 2010, Mañas et al. 2016) ved beregning af turnover for mink. Benyttes den tidligere beskrevne kuld størrelse på mellem 3 og 7 hvalpe, alt efter tæthed af mink i området (Sidorovich 1993), Fournier-Chambrillon et al. 2010, Mañas et al. 2016) samt andelen af reproducerende hunner på 81% fra Skotland (Melero et al. 2015), fås en produktion på mellem 2,4 og 6,1 ($3 \times 81/100$ og $7,5 \times 81/100$) hvalpe. Der vil således være 1,2 – 3 nye individer pr. voksen individ hvert år. Det betyder, at minkbestandens "turnover" kan beregnes til at være 55-75%. En grov beregning betyder derfor, at mortaliteten hos en minkbestand på 1000 individer skal være fra 550 -750 individer inden bestanden vil gå tilbage.

1.7.2 POPULATIONSTILVÆKST I FORHOLD TIL FORSKELLIG DØDELIGHED

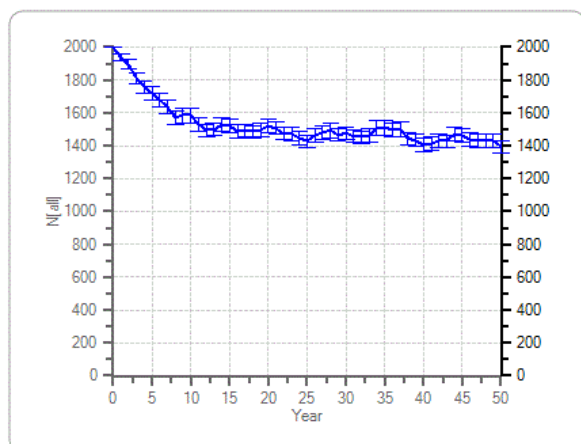
VORTEX er et populationssimuleringsprogram, som kan tage højde for flere parametre end reproduktion og dødelighed (se Appendix 1 og 2). Det skal bemærkes, at de følgende VORTEX simuleringer er grove modeller baseret på parametre fra udenlandske artikler (se Appendix 2). For at vise modeller, som kan vise den virkelige bestandsdynamik, skal bestandsstørrelse, dødelighed og reproduktion være kendt for danske forhold.



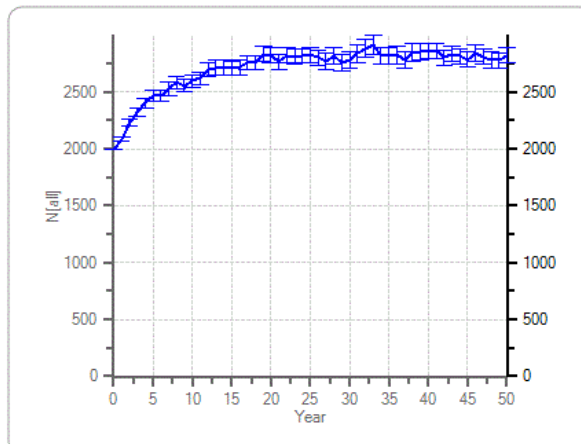
a



b



c



d

Figur 2.a til d. ses simulering af en minkpopulation over 50 år, som starter med 2000 individer, hvor dødeligheden er 75% med forskelligt udslip af mink fra farme. Figur 2a uden udslip af mink fra farme og 2b. med et udslip på 20 mink, 2c 200 mink og 2d 400 mink. På x-aksen ses antal år og på y-aksen populationsstørrelsen (antal individer). De lodrette streger på kurven angiver den statistiske usikkerhed, dvs. standardafvigelsen (standard error) af populationsestimatet.

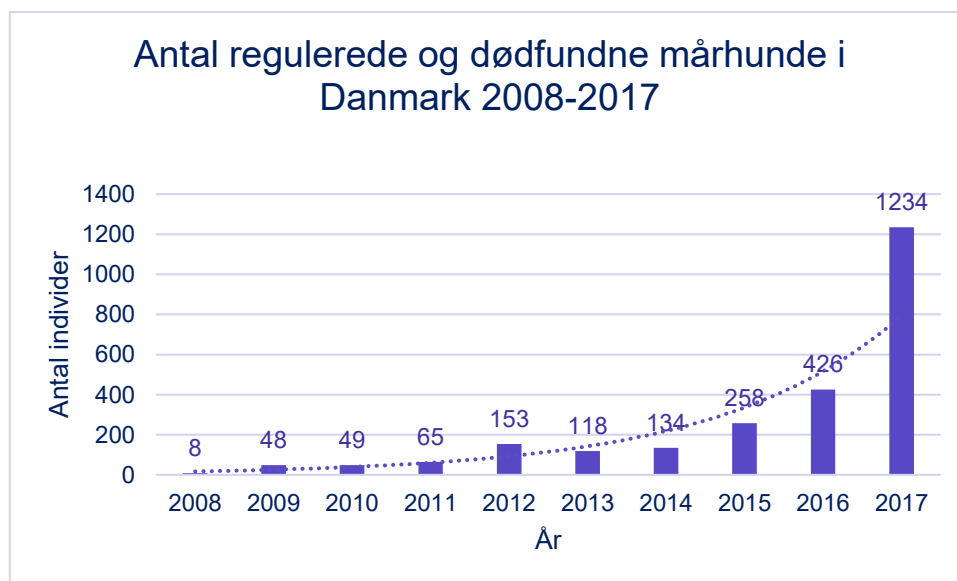
En simulering som tager udgangspunkt i en minkbestand på 2000 individer, viser at udslip af mink fra farme kan have stor betydning for om minkbestanden kan nedkæmpes Figur 2 a og b.

2. MÅRHUND (NYCTEREUTES PROCYONOIDES)

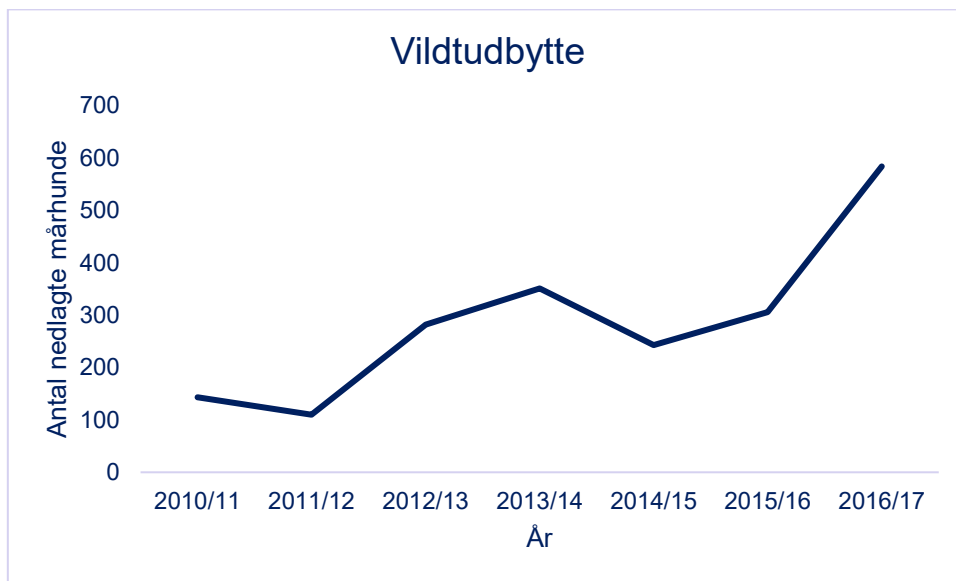
2.1. STATUS OG SPREDNING

Mårhunden er et mellemstort rovdyr, som tilhører hundedyrsfamilien. Den stammer fra Østasien og har spredt sig fra udsættelsesstedet, i midten af 1900 tallet, nord for Sortehavet til Skandinavien samt til Øst- og Vesteuropa. I Danmark blev den første mårhund registreret ved Vejle i 1980, og først i perioden 1995-2003 blev der igen registreret mårhunde i forbindelse med projekt Dansk Pattedyr Atlas (Baagøe and Jensen (2007)). Dengang antog man, at de 25 mårhunde var undsluppet fra fangenskab, da lokaliteterne med de registrerede mårhunde var spredt i Jylland og på Fyn. Fra 2009 til 2015 femdobledes det årlige antal observationer af dødfundne og dræbte mårhunde fra 40-50 til 221 (Sunde and Elmeros 2016). I 2017 blev mere end 1200 mårhunde nedlagt eller dødfundne i Jylland (Pagh and Chriél 2017).

På baggrund af DNA-analyser af danske mårhunde antages det, at mårhundebestanden i Danmark er grundlagt af undslupne dyr fra danske farme efterfulgt af en opblanding med nylig indvandrede individer fra Tyskland (Nørgaard et al. 2017).



Figur 3a. Antal indrapporterede regulerede og dødfundne mårhunde i Danmark registreret fra 2008-2017 (pr. 31.12.17), på baggrund af "sikreobskema" (fra Miljøstyrelsens mårhundeprojekt), som administreres af Danmarks Jægerforbund og Naturstyrelsen.



Figur 3b. Vildtudbytte af mårhund, DCE, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Tager man de registrerede fund af mårhund gennem årene og vildtudbyttet som et mål for bestandens størrelse, er bestanden i kraftig stigning (Figur 3 a og b) til trods for en plan om at udrydde arten (Skov og Naturstyrelsen (2010)). Den 1. januar 2015 trådte en ny EU-forordning om invasive arter i kraft. Det betyder, at medlemslandene er forpligtiget til at træffe særlige foranstaltninger i forhold til kontrol af mårhund.

I perioden fra 1935 til 1984 havde mårhunden koloniseret 1.4 million km² af Europa (Pitra et al. 2010). En tysk undersøgelse viste en gennemsnitlig spredningsafstand på 13 km. Mårhundene spredtes i alle retninger med afstande fra 0,5 km - 91,2 km. Hanner og hunner vandrede i gennemsnit lige langt. Spredningshastigheden var for en han ca. 12 km pr. dag og ca. 5 km pr. dag for en hun over 10 dage (Drygala et al. 2010). Der er observeret spredningsafstande på op til 300 km på et år og 500 km på tre år (Kauhala and Kowalczyk (2011)). I sydøst Finland estimeres den gennemsnitlige spredningsafstand for han og hun til at være på hhv. 48 km og 71 km (Kauhala et al. 2006).

I Danmark bevægede 56 GPS-mærkede mårhunde sig gennemsnitlig 62 km og op til 750 km fra udsætningspunktet. Danske mårhunde krydser også store afstande over vand. GPS-mærkede danske mårhunde krydser Limfjorden ved Hals, hvor fjorden er ca. 600 m bred, ved Thyborøn, hvor fjorden er ca. 1 km bred, ved Salling Sund, som er 1-2 km bred og nær Astrup vig, hvor Limfjorden er mindst 1 km bred. Et dyr krydsede Ringkøbing fjord som er 10-15 km bred (Sheard 2012).

2.2 FØDE OG HABITAT

En europæisk mårhunds føde varierer i forhold til det område den lever i, men i de fleste områder indgår fødeemner som smågnavere, fugle, ådsler, padde og insekter, samt frugter og korn (især majs) som væsentlige fødekilder (Drygala et al. 2008a, Kauhala and Auttila 2010, Kauhala et al. 2010, Melis et al. 2015, Suld et al. 2017, Elmeros et al. 2018).

Fødeundersøgelser af mårhunden i Danmark viser, at de hyppigste fødeemner i mårhundens føde er invertebrater (69%, af maverne), småpattedyr (68%), herunder mus og spidsmus, fugle (41%), frugt (38%), padder (36%) og ådsler 34% (Elmeros et al. 2018). Det kan ikke udelukkes, at en del af de ådsler mårhundene spiser om vinteren stammer fra lokkepladser, som jægere opretter til mårhunderegulering. Lokkemad som udlægges til mårhund af jægere er fx ost, indvolde fra hjorte, kragefugle, fasaner og harer og andet kødaffald (Pagh and Chriél 2017). Basisføden for mårhunde i Danmark gennem hele sæsonen er mus og spidsmus. Desuden udgør fugle også en væsentlig bestanddel af mårhundens føde i Danmark (Elmeros et al. 2018).

Undersøgelser fra andre lande viser, at mårhundenes foretrukne habitat er fugtige enge og åbne skove med tæt undervegetation, ådale og haver i forstadskvarterer, men at de også færdes i landbrugsområder og bynære områder (Drygala et al. 2008a), Kauhala and Auttila 2010, Kauhala et al. 2010, Melis et al. 2015, Suld et al. 2017). I en undersøgelse af mårhundens habitatpræferencer i Litauen, fandt man at mårhunde viste størst præference for granskov og sump, men undgik enge og fyrskov (Baltrunaite 2006), Baltrunaite 2010, Baltrunaite 2006). Også en dansk undersøgelse viser, at mårhunde foretrækker fugtige områder, men at de også færdes i landbrugsområder (Sheard 2012). En undersøgelse af GPS-kordinaterne fra mårhunde viste, at 41 % af registreringerne var fra fuglebeskyttelsesområder (Sheard 2012).

2.3 YNGLEBIOLOGI OG REPRODUKTION

Mårhundens yngleperiode er ikke undersøgt i Danmark. Derfor kendes det nøjagtige tidspunkt for brunst og tidspunktet for, hvornår hvalpene fødes ikke under danske forhold. Mårhundene i Danmark parrer sig formentlig på samme tid som mårhundene i det sydlige Finland dvs. i slutningen af februar og starten af marts (Helle et al. 1995). Mårhunden er drægtig i 60 dage (Valtonen et al. 1977). Baseret på indlevering af hvalpe (under 300 g) til DTU Veterinærinstituttet i 2017 ser der ud til, at mårhundene i Danmark får hvalpe fra slutningen af april til starten af juni (Pagh and Chriél 2017).

Mårhunde er monogame, og han og hun opfostrer hvalpene i fællesskab. Inden for de første seks uger efter hvalpenes fødsel tilbringer hannerne mere tid sammen med hvalpene end hunnerne. Hannen opholder sig ved graven eller lige i nærheden, mens hunnen fourager for at skaffe energi til amning. Når hvalpene er seks uger gamle forlades graven af både hvalpe og hannen, som igen øger sin daglige aktionsradius fra graven og ofte vandrer rundt med hvalpene (Drygala et al. 2008). Hannernes tilstedeværelse ved graven kan være en tilpasning til forebyggelse mod prædation fra ræv og grævling.

I Danmark blev der fundet en kuldstørrelse på gennemsnitlig 11 hvalpe (estimeret fra placentale ar) og antallet af reproducerende hunner var 78% (Buksbum 2017). Til sammenligning blev der i Finland fundet en gennemsnits kuldstørrelse på 8,8 hvalpe og andelen af reproducerende hunner var 78%. Både kuldstørrelse og andelen af reproducerende hunner steg med hunnernes alder (Helle et al. 1995).

2.4 MÅRHUNDENS TRUSSEL OVER FOR DEN DANSKE FAUNA

2.4.1 MÅRHUNDENS INDFLYDELSE PÅ HJEMMEHØRENDE ROVDYR

De foreliggende undersøgelser af føde og habitatvalg hos mårhund, ræv, grævling og skovmår tyder ikke på, at mårhundens tilstedeværelse har alvorlige negative konsekvenser for disse hjemmehørende arter af rovdyr. Til trods for et relativt stort fødeoverlap mellem de mellemstore generalistiske rovpattedyr, ser de ud til at kunne sameksistere uden de store problemer, også i områder hvor mårhunde er talrige, formentlig fordi de foretrækker forskellige habitater. En mindre bestandsnedgang hos ræve i Danmark, kan imidlertid ikke udelukkes, hvis mårhundebestanden fortsætter med at stige. Interaktioner, habitatoverlap og fødeoverlap mellem mårhund og forskellige hjemmehørende rovdyr har været undersøgt i Finland (Kauhala 1995, Kauhala and Salonen 2012, Baltrunaite 2010), Tyskland (Drygala et al. 2008a, Drygala et al. 2008b, Drygala et al. 2013, Drygala and Zoller 2013), Polen (Goszczyński 1999) og Rusland (Sidorovich et al. 2000).

Bekæmpelse af mårhunde foregår ofte ved gravkomplekser også i ræv og grævlings yngletid. Bekæmpelsen af mårhunde kan derfor betyde en negative effekt på hjemmehørende rovdyr som ræv og grævling.

Mindre rovdyr som ildereren kan være negativt påvirket af mårhund, da ilderens føde og habitat ligner mårhundens mere end ræven og grævlingens. Ildereren foretrækker fugtige områder langs åer og søer, den er omnivor, og hovedføden er padde, insekter, fugle og æg, spidsmus, ægte mus, studsms (Rondinini et al. 2006), Malecha 2013).

2.4.2 MÅRHUNDENS TRUSSEL OVERFOR PRÆDATION OG INDFLYDELSE PÅ BYTTEARTER

Ud fra kendskab til mårhundens jagtadfærd, habitat- og fødevalg, evne til at svømme og færdes i fugtige områder forventes mårhundens indflydelse at være størst på bestande af jordrugende fugle som yngler i fugtige og sumpede områder, samt på lokale bestande af sjældne padde (Kauhala and Kowalczyk 2011). Mårhund vil æde æg af jordrugende fugle og deres unger, hvis den finder dem, men sjældent voksne fugle (Viksne et al. 2011, Mulder 2013). Det konkluderes i en review-artikel, at mårhundens indflydelse på biodiversiteten og ynglende fugle i Holland vil være minimal.

Heller ikke i danske videnskabelige undersøgelser af mårhundenes føde er der fundet evidens for, at mårhunde udgør en alvorlig trussel for ynglefuglebestande. Der blev kun fundet rester af et æg i en ud af de 249 maver (Elmeros et al. 2018).

Padde er vigtige bytteemner for mårhunde om foråret og om sommeren i nogle landskabstyper (Kauhala and Auniola 200, Baltrunaite 2002, Sidorovich et al. 2008, Sutor et al. 2010). I den danske undersøgelse blev der i en mårhundemave fundet flere eksemplarer af lille vandsalamander, hvilket tyder på at mårhunde kan finde padde på deres overvintringsplads (Elmeros et al. 2018). Trafikdræbte padde kan om foråret udgøre en let tilgængelig fødekilde i de perioder om foråret, hvor padderne vandrer til yngleområderne Elmeros et al. (2018). Imidlertid kan mårhunde kan udgøre en fare for isolerede bestande af padde fx på mindre øer (Kaarina 2001).

I danske mårhunde blev der fundet meget få krybdyr i forhold til Finland og Hviderusland (Kauhala et al. 2001, Sidorovich et al. 2000, Kauhala and Ihalainen 2014, Elmeros et al. 2018). Dette skyldtes formentlig få habitattyper med krybdyr i det danske landskab (Elmeros et al. 2018).

I forhold til mårhundens skadevirkninger på ynglefugle, padder og andre sårbare arter mangler solid databaseret forskning (Langgemach and Bellebaum 2005, Kauhala 2011, Mulder 2013). Mange af de foreliggende antagelser om mårhundens indvirkning på sårbare arter er ikke databaserede, men er antagelser på baggrund af vurderinger fra fagfolk med kendskab til området. I en artikel af Kauhala 2011, henvises til to hhv. 30 og 50 år gamle artikler og skrevet på lettisk og russisk, som beskriver hvordan mårhunden præderer 85% af vandfuglereder i Estland, og at der er fugle i 45% af mårhundeekskrementerne i floddalen Voronez i Rusland. Nyere artikler bl.a. en omfattende undersøgelse af ynglende andefugle i Letland, hvor mårhunden er almindelig og har forekommet siden 1951, viser en minimal prædation af mårhund på andefugleredder (Opermanis et al. 2001). I den danske såvel som andre fødeundersøgelser af mårhund udgør spurvefugle den største del af fuglene (Sutor et al. 2010, Drygala et al. 2013, Elmeros et al. 2018).

2.5 HELBREDSEFFEKTER I FORBINDELSE MED MÅRHUNDE

Mårhunden er modtagelig for sygdomme, der kendes fra andre rovdyr i den danske fauna. Der er ikke kendskab til, at mårhunden har introduceret nye smitsomme sygdomme (Pagh & Chriél 2017). Den kan imidlertid øge smittespredningen gennem et øget antal af modtagelige individer eller gennem ændrede adfærdsmønstre i forhold til hjemmehørende rovdyr. I en dansk undersøgelse blev der fundet signifikant flere rundorme og bændelorme hos ræve end hos mårhund, men omvendt havde mårhunden flere ikter end rævene. Biologiske faktorer som fødevalg og værtscyklus mellem parasitter, gnavere og padder formodes at være årsagen til de markante forskelle i parasitfaunaen hos mårhund og ræv (Al-Sabi et al. 2013, Pagh & Chriél 2017).

De zoonoser som har mest bevågenhed hos rovdyr er rabies (virus) og *Echinococcus multilocularis* (parasit) og *Trichinella* (parasit). Rabies er forsvundet fra Vesteuropa og anses derfor ikke for at være en alvorlig trussel hos danske rovdyr (Pagh & Chriél 2017). Mårhunden kan være vært for rævens dværgbændelorm (*Echinococcus multilocularis*). Smitte til mennesker ses i sjældne tilfælde efter indtagelse af æg og kan have dødelig udgang. Undersøgelser har vist, at der er en lavere forekomst af rævens dværgbændelorm hos mårhund end hos ræve fra samme område, hvilket skyldes forskelle i de to arters fødevalg. *Trichinella* er en parasit, der efter optagelse i værten formerer sig i tarmen. Larverne, der er udskilt af den voksne parasit, borer sig gennem tarmvæggen og føres med blodet ud til muskelvævet, hvor de vandrer ud i værtens muskulatur, hvor de ligger i dvale indtil værten spises af en ny vært, der således inficeres. *Trichinella* findes derfor kun i rovdyr og ådselædere, men kan smitte til alle pattedyr, der indtager trikin-inficeret kød (Kärssin et al 2017). Mårhunde kan imidlertid ikke smitte mennesker med trikiner, med mindre de spiser mårhundekød. Trikiner uskadeliggøres, ved gennemstegning af kødet (Pagh & Chriél 2017).

2.6 POPULATIONSTILVÆKST I FORHOLD TIL JAGTTRYK

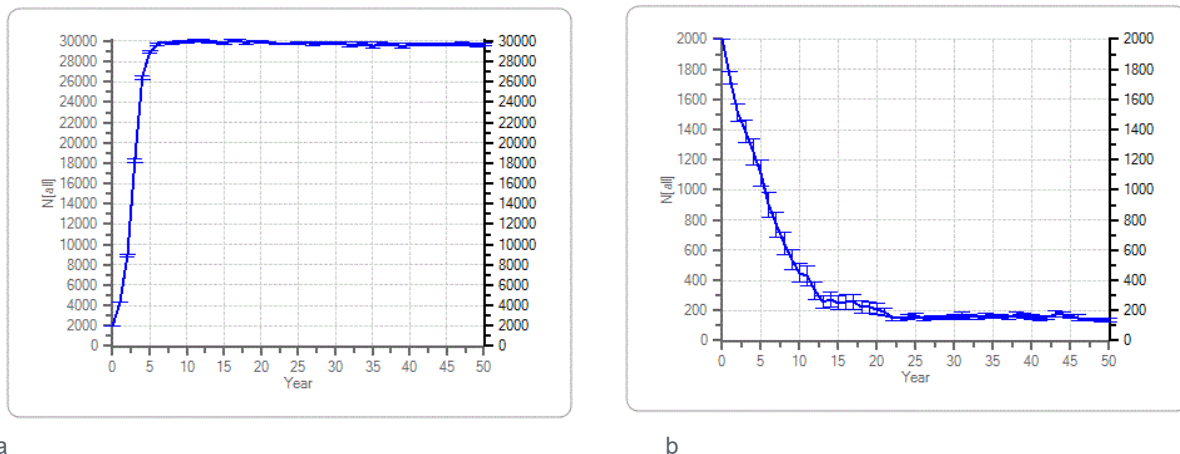
2.6.1 TURNOVER HOS MÅRHUND

Turnover for den danske mårhundebestand beregnes med udgangspunkt i kuld størrelse (gn. 11) og antallet af reproducerende hunner (78%), dvs. ud af en produktion på 8,6 ($11 \times 78 / 100$) vil der være ca. 4,3 nye individer pr. voksen individ hvert år. Det betyder, at mårhundebestandens "turnover" kan beregnes til godt 80%. På basis af dette vil en grov beregning betyde, at dødeligheden hos mårhundebestanden i en bestand på 1000 individer skal være over 800 individer, inden bestanden vil gå tilbage.

2.6.2 POPULATIONSTILVÆKST VED FORSKELIG DØDELIGHED

VORTEX (se Appendix 1) simuleringen for mårhund er også baseret på simuleringer, der er grove antagelser om populationsstørrelse og dødelighed, samt på parametre fra danske og udenlandske artikler om mårhunde (se Appendix 2). For at vise modeller, som kan illustrere den virkelige bestandsdynamik for mårhund, skal bestandsstørrelse og dødelighed være kendt for mårhunde under danske forhold.

Med populationssimuleringsprogrammet VORTEX, som kan tage højde for flere parametre end reproduktion og dødelighed (se Appendix 1 og 2) illustreres en mårhunde population med en startbestand på 2000 individer over 50 år.



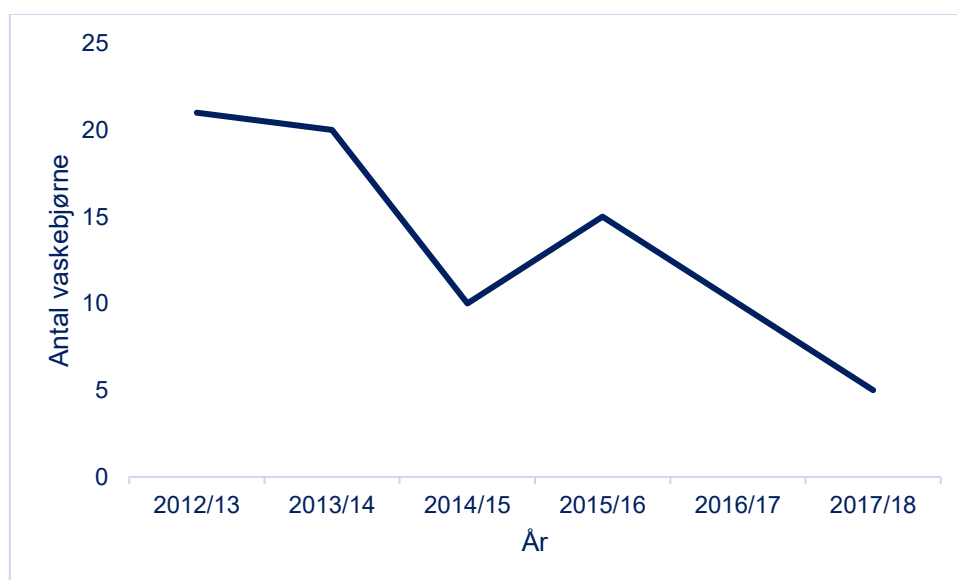
Figur 4. Startpopulation på 2000 individer over 50 år. a. 50% dødelighed uden indvandring. b. 80% dødelighed og en indvandring på 20 individer fra Tyskland. På x-aksen ses antal år, på y-aksen populationsstørrelsen (antal individer). De lodrette streger på kurven angiver den statistiske usikkerhed, dvs. standardafvigelsen (standard error) af populationsestimatet.

Med en dødelighed på 50% vil mårhundebestanden stige til bærekapacitet i løbet af få år (Figur 4 a). Og mårhunde populationen vil selv med en meget høj dødelighed være svær at nedkæmpe (Figur 4b). Med en indvandring på kun 20 mårhunde fra Tyskland skal dødeligheden helt op omkring 80%, hvis man skal kunne holde populationen af mårhunde på et lavt niveau (Figur 4b).

3 VASKEBJØRN (*PROCYON LOTOR*)

3.1 STATUS OG BIOLOGI

Vaskebjørnen er et mellemstort rovdyr, som hører til familien af halvbjørne. Vaskebjørnen stammer fra Nordamerika, hvor den lever fra det sydlige Canada til Panama (Jensen 1993). Ifølge Dansk Pattedyr Atlas blev der fundet vaskebjørne i 41 undersøgelseskvadrater (10x10 km) i perioden 1993-2005. I de fleste kvadrater blev der kun fundet et enkelt individ, men i to kvadrater blev der fundet to vaskebjørne, og i to andre kvadrater 3 vaskebjørne (Baagøe and Jensen 2007). I to kvadrater blev der observeret to vaskebjørne på samme tid, og i to kvadrater blev der i hvert kvadrat fundet en hun med tre unger (Baagøe and Jensen 2007). Lokalteterne med vaskebjørne var spredt ud over hele Danmark med undtagelse af Bornholm og en række mindre øer. Grundet de meget spredte fund af vaskebjørne, skønnede man at vaskebjørne var undslupne fangenskabsdyr, og at kun de sydligste fund kunne skyldes indvandring af vaskebjørne fra Slesvig-Holsten (Baagøe and Jensen 2007).

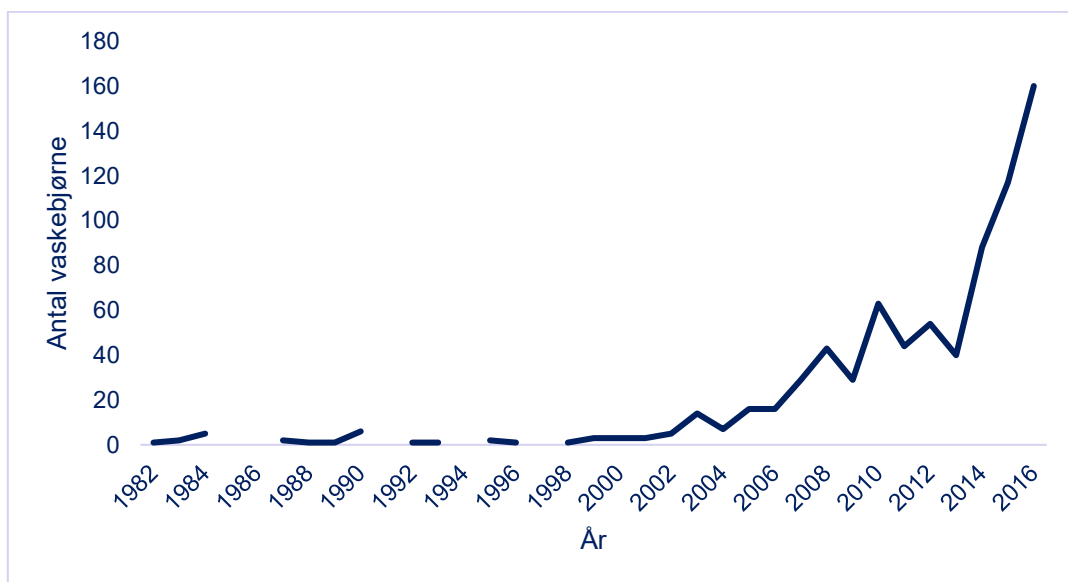


Figur 5. Vildtudbyttet for vaskebjørn ifølge DCE, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

I 2012/13 optrådte vaskebjørne for første gang i den danske vildtudbyttestatistik (Figur 5). Efter sæsonen 2012/13 indberettede 14 jægere et samlet udbytte på i alt 16 vaskebjørne. Når der bliver korrigeret for manglende indberetninger, blev det totale udbytte på i alt 21 vaskebjørne. Ved en personlig kontakt til de 14 jægere, som havde nedlagt en vaskebjørne, kunne ti bekræfte, at de havde nedlagt 12 vaskebjørne (Asferg 2014). Ved DTU-Veterinærinstituttet blev der i perioden oktober 2009 og februar 2015 indleveret 16 vaskebjørne, som var indsamlet spredt over hele Jylland og en enkelt på Sjælland,



Figur 6: Kort over 16 vaskebjørne enten skudt eller fundet døde, indlevereret til DTU-Veterinærinstituttet mellem oktober 2009 og februar 2015. De sorte prikker er fund af vaskebjørne med den zoonotiske parasit *Baylisascaris procyonis*, som kan give alvorlig sygdomme hos mennesker (Al-Sabi et al. 2015).

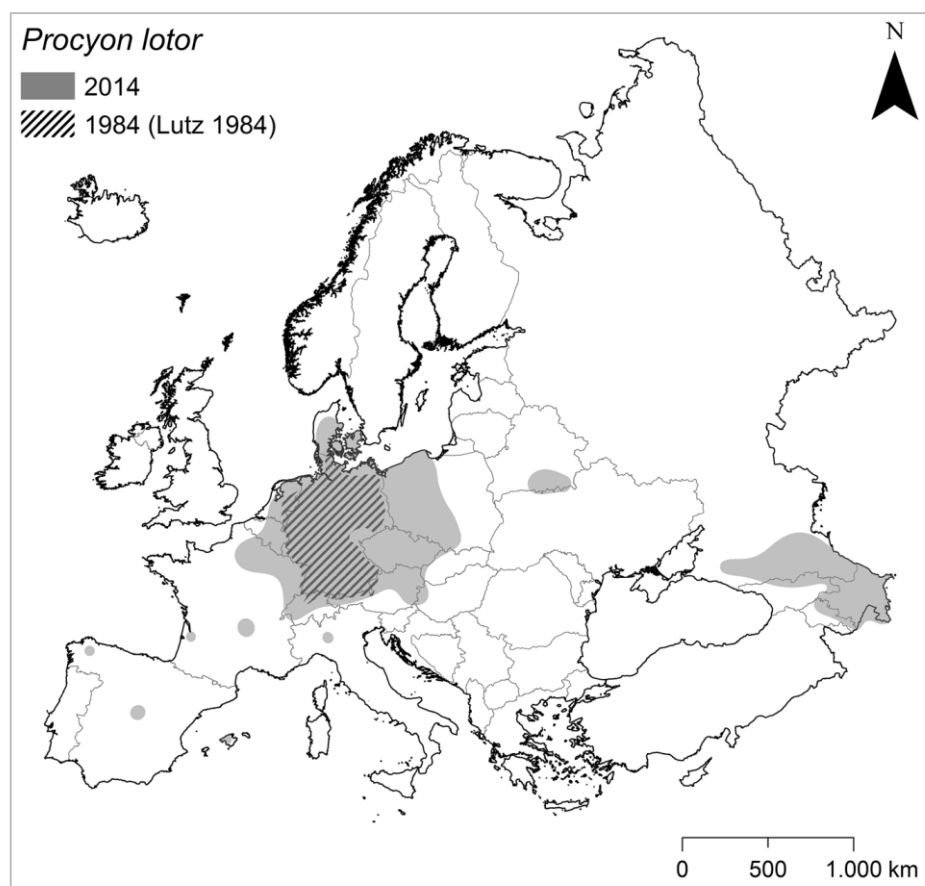


Figur 7. Vildtudbytte og faldvildt af vaskebjørn i Slesvig-Holstein (Ministerium für Energiewende 2017)

I Slesvig-Holsten blev den første vaskebjørn registreret i 1982, og i de første 20 år herefter holdt populationen sig på et niveau på under 20 individer, men fra 2006 har bestanden været i kraftig stigning

Figur 7. I 2016 blev der nedlagt og registreret 160 vaskebjørne i Slesvig-Holsten. Den tyske bestand af vaskebjørne har udviklet sig fra få individer, som blev udsat i 1930.

I midten af 1990'erne blev bestanden af vaskebjørne estimeret til at være omkring 100.000 individer fordelt i to kerneområder, et nord for Hesse og et øst for Berlin (Jernelöv 2018). I 2013 blev bestanden vurderet til at være omkring en halv million. I jagtsæsonen 2012-2013 blev der indberettet 104.371 vaskebjørne enten nedlagte eller trafikdræbte. Året før var tallet 71.071 vaskebjørne. Vaskebjørne lever i fugtige skovområder og er talrig i tyske forstæder fx omkring Kassel, Hamburg, Frankfurt og Berlin. Vaskebjørne har spredt sig til omkringliggende lande som Holland, Belgien, Tjekkiet, Slovenien og Frankrig. I Sverige, Norge og England observeres sporadiske fund af vaskebjørne, som er undsluppet fra fangeskab enten hos private eller fra dyreparker (Kauhala 1996, efter Salgado (2018) (Figur 8).



Figur 8. Vaskebjørnens udbredelsesområde i Europe (grå felter). Kortet viser både områder, hvor vaskebjørnen er etableret som en reproducerende bestand, og områder hvor den forekommer mere sporadisk. Det skraverede område er estimeret af Lutz i 1984. Kortet er efter Salgado (2018).

3.2 FØDE OG HABITAT

Der er ingen fødeundersøgelser af vaskebjørne indfanget i Danmark. I andre dele af Europa er vaskebjørne generalister og opportuniste og lever af en lang række forskellige fødeemner alt efter årstid

og habitat. De æder fx muslinger, krabber, fisk, padder, småpattedyr, fugle og deres æg, skildpadder, frugt, ådsler og husholdningsaffald (Bartoszewicz et al. 2008, Salgado 2018, Rulison et al. 2012). I Spanien indeholdt maver af vaskebjørne hovedsagelig rester af den invasive louisiana-flodkrebs (*Procambarus clarkii*) (60%) og fjer fra især andefugle (50%) (García et al. (2012).

Vaskebjørne foretrækker løvskov i nærheden af vand, men kan tilpasse sig andre omgivelser, fx kan de leve langs floder, i vådområder og forstads kvarter (Salgado 2018). I Spanien varierede home range størrelsen mellem 410 and 1.180 ha og vaskebjørnene befandt sig ikke på noget tidspunkt mere end 1 km væk fra vandløbet (García et al. 2012).

Vaskebjørne bor i hule træer, under væltede træer, i bæverbo, tæt vegetation, i reder fra store fugle og i store fuglekasser (Jensen 1993 Bartoszewicz et al. 2008). I perioder, hvor temperaturen faldt til under -10 grader, opholdt vaskebjørne sig i boet op til halv anden måned (Bartoszewicz et al. 2008).

3.3 YNGLEBIOLOGI OG REPRODUCTION

Der er ikke kendskab til vaskebjørnes reproduktionsbiologi i Danmark. Fra andre steder i verden ved vi, at de lever i familiegupper og kan opholde sig flere sammen i et bo. Vaskebjørne øger konditionen hen mod vinteren, hvor de opholder sig længere i boet og har nedsat aktivitet (Jensen 1993).

Vaskebjørne får 2-7 unger og gennemsnittet varierer fra 2,0 til 4,8 unger alt efter leveområde (Fritzell 1978, Ritke 1990). Vaskebjørne får større kuld i nordligere egne og kuld størrelsen afhænger af hunvaskebjørnens vægt (kondition).

3.4 TRUSLER MOD DEN DANSKE FAUNA

Vaskebjørnen anses for at være en trussel mod biodiversiteten både som konkurrent til hjemmehørende rovdyr og som prædator (Kauhala 1996), men selv om vaskebjørnen har været i Tyskland i mere end 70 år, er der indtil nu ingen data, som viser konsekvenserne for faunaen (Kauhala (1996) Bartoszewicz et al. (2008), García et al. (2012), Salgado (2018).

3.5 POPULATIONSDYNAMIK OG DØDELIGHED

3.5.1 TURNOVER FOR VASKEBJØRN

Der findes ingen reproduktionsundersøgelser af vaskebjørn under danske eller europæiske forhold. Derfor er beregningerne af turnover for vaskebjørn baseret på gennemsnitlige kuld størrelser fra amerikanske undersøgelser. Den gennemsnitlige kuld størrelse er mellem 2,2 og 4,8 unger alt efter habitat. Fritzell (1978) fandt, at kun 2 ud af 14 etårige hunner yngede. Regner man med, at alle hunner over et år yngler, og at de udgør 50% af populationen, så bliver det gennemsnitlige antal reproducerende hunner i en population 57%.

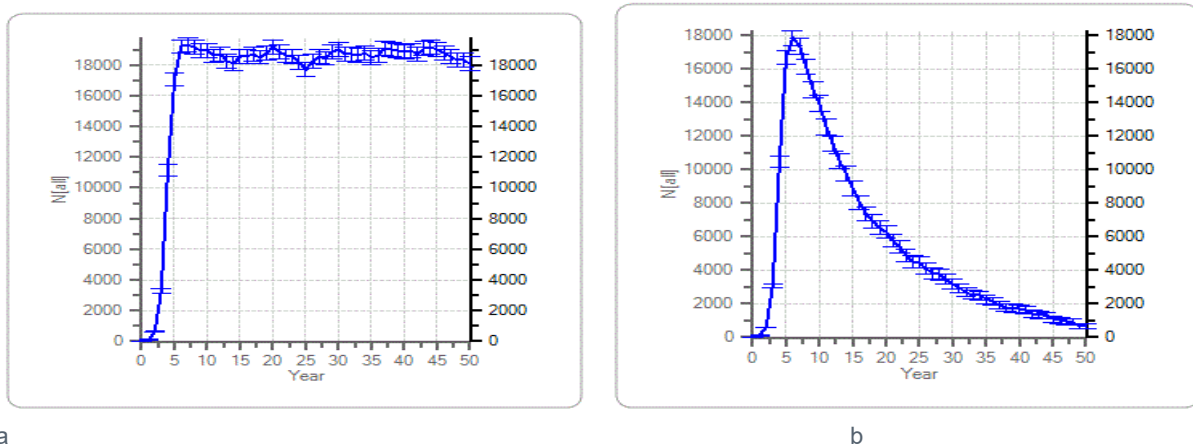
En forsigtig beregning giver en gennemsnitlig produktion hos hunnerne på mellem 1,3 og 2,7 (2,2 x 57/100 og 4,8 x 57/100). Der vil således være 0,65 – 1,7 nye individer pr. voksen individ hvert år. Det

betyder, at vaskebjørnebestandens "turnover" er 40-62%. En grov beregning betyder derfor, at mortaliteten i en bestand på 1000 vaskebjørne skal være fra 400-620 individer, inden bestanden vil gå tilbage.

3.5.2 POPULATIONSTILVÆKST VED FORSKELIG DØDELIGHED

Populationen i Slesvig-Holsten er stærkt stigende, og man må forvente en indvandring af vaskebjørne fra Tyskland i fremtiden (Figur 9).

Med populationssimuleringsprogrammet VORTEX, som kan tage højde for flere parametre end reproduktion og dødelighed (se appendix 1 og 2) laves en grov model af en vaskebjørnepopulation, som starter med 20 individer og kører over 50 år.



Figur 9. VORTEX simulering af en vaskebjørnepopulation, som starter med 20 individer, hvor der kommer to individer, en af hvert køn over grænsen fra Tyskland, dødeligheden er 65%. B. VORTEX simulering af en startpopulation på 20 individer med en dødelighed 65% uden indvandring af vaskebjørne fra Tyskland. På x-aksen ses antal år, på y-aksen populationsstørrelsen (antal individer). De lodrette streger på kurven angiver den statistiske usikkerhed, dvs. standardafvigelsen (standard error) af populationsestimatet.

Det er interessant at se, hvordan en indvandring af blot 2 individer fra Tyskland vil ændre scenariet så populationen vokser trods en dødelighed på 65% (Figur 9 a og b).

3.6 HELBREDSEFFEKTER OG SYGDOMME I VASKEBJØRN

Vaskebjørnen er vigtig for spredning af rabies i Nordamerika og hér er vaskebjørnen kendt bærer af flere patogener (fx leptospirose, tularæmi, tuberkulose, listeriosis encephalitis), der imidlertid ikke er beskrevet fra europæiske forhold. I europæiske vaskebjørne er der ikke konstateret andre zoonotiske sygdomme end dem der i forvejen findes i hjemmehørende rovdyr med undtagelse af rundormen *Baylisascaris procyonis* ((Al-Sabi et al. 2015). Rundormen *Baylisascaris procyonis*, kan udgøre en alvorlig sundhedstrussel for mennesker, hvis rundormen spredes gennem indtagelse af fækalt støv eller uvaskede bær (Al-Sabi et al. 2015). Denne rundorm er fundet i enkelte danske vaskebjørne. I Tyskland var 70-80 %

af alle undersøgte vaskebjørne positive for denne rundorm, mens kun 3 % af undersøgte vaskebjørne i det vestlige Polen var smittet (Al-Sabi et al. 2015). Denne rundorm kan spredes til hunde, og derfra udgøre et problem for mennesker (Chriel, personlig meddelelse).

4. GENERELT OM ROVDYRS PRÆDATION OG REGULERING AF ROVDYR

4.1 ROVDYRS EFFEKT PÅ BYTTEBESTANDE

Det er ikke let at vurdere en prædators effekt på et bytte. Det faktum at et fødeemne indgår i et rovdyrs kost betyder ikke, at rovdyret har en effekt på byttebestanden. Tabet af unger kan i nogle tilfælde være relativt stort (mange byttedyr har højt "turnover"), uden at det har nogen effekt på byttepopulationen, og prædation kan ligefrem på sigt gavne byttepopulationen ved at mindske antallet af syge og svage individer og forhindre, at de reproducer sig (Gibbons et al. 2007).

En prædator begrænser kun byttepopulationen, hvis prædatoren tilsammen tager mere af byttepopulationen, end det man kalder "the doomed plus", dvs. den del af byttepopulationen, som under alle omstændigheder ville være bukket under. Med andre ord, for at begrænse en byttepopulation skal prædationen være "additiv" dvs., udgøre mere end den del af byttepopulationen, som under alle omstændigheder ville dø. Man kan derfor ikke konkludere, at en prædator forårsager en nedgang i byttepopulationen blot ved at måle, hvor stor en del af populationen prædatoren tager (Gibbons et al. 2007). Omvendt kan man heller ikke slutte, at en prædator ikke har indflydelse på en byttebestand, fordi byttet kun indgår som en mindre del af rovdyrets føde. Mange generalistrovdyr kan have indflydelse på byttet, selvom byttet indgår som mindre andel af rovdyrets føde (Gibbons et al. 2007).

Et byttedyr præderes sjældent kun af en enkel rovdyrart. Inter- eller intraspecifik konkurrence mellem rovdyr vil forekomme i et rovdyrsamfund (Angelstam et al. 1984, Jedrzejewski and Jedrzejewska 1992 Dell'Arte et al. 2007). Det er derfor afgørende at vide, om de invasive rovdyr spiser en vis mængde af byttedyrene, dvs. er kompenserende, eller om disse rovdyrs prædation skal lægges til den prædation, som de øvrige hjemmehørende generalistrovdyr tager af byttedyrene dvs. er additiv. Det er nødvendigt, at vide mere om rovdyrenes samlede prædationstryk især på jordrugende fugle og sjældne padder i Danmark.

Indbyrdes konkurrenceforhold mellem danske hjemmehørende rovdyr og invasive rovdyr i forskellige habitater er ikke undersøgt. Disse interaktioner og styrkeforhold kan være af afgørende betydning for om invasive rovdyr vil øge prædationstrykket på sårbare arter, eller om de vil indgå i et konkurrence eller styrkeforhold i et samfund af generalistrovdyr. Et indbyrdes konkurrenceforhold og styrkeforhold mellem rovdyr kan, som det fx kan observeres for ræv og mink samt mink og odder have afgørende betydning for fødens sammensætning og bestandsstørrelsen hos et invasivt rovdyr (Bonesi et al. 2004, Carlsson 2010).

4.3 ANTIPRÆDATOR ADFÆRD

Hjemmehørende rovdyr og byttedyr har udviklet sig sammen i løbet af tusinder af år, gennem det man i populationsøkologien kalder "våbenkapløb", hvor rovdirene udvikler bedre evner til at fange byttedyrene, og byttedyrene modsvarer rovdirenes tryk med forskellige former for "anti-prædatoradfærd". Anti-prædatoradfærd kan være at udvikle sanser eller hurtighed, som er bedre end prædatoren, eller det kan være at yngle i områder, der er svært tilgængelige for rovdyr fx i vådområder eller på øer.

Den danske byttedyrs fauna har udviklet sig med andre meso-prædatorer som ræv, grævling, odder og andre mårdyr. Byttedyr herhjemme har derfor udviklet en anti-prædatoradfærd. Menneskelig forstyrrelse og invasive arter som mårhund, vaskebjørn og mink der foretrækker våde habitater, og formentlig når længere omkring i vådområder og på fugleøer end de hjemmehørende rovdyr, kan betyde at de har en større effekt på byttedyr end hjemmehørende rovdyr i disse områder. Mange af Danmarks vådområder og fugleøer har international bevågenhed, fx Ramsarområder eller Natura 2000 områder. Invasive rovdyrers effekt på byttebestande i disse områder er ikke tilstrækkelig undersøgt under danske forhold.

4.4 BEKÆMPELSE AF EN POPULATION

4.4.1 GENERELT OM JAGT PÅ ROVDYR

I forhold til regulering af rovdyr, fx ræv, anbefales forårsregulering og i mindre grad vinterregulering, dels fordi der er en naturlig dødelighed hos hvalpe i løbet af hvalpetiden og vinteren, så en regulering i denne periode i mange tilfælde vil være spildt. Desuden spredes unge ræve fra 1. oktober og i løbet af vinteren til nye territorier (Hewson 1986, Reynolds and Tapper 1996, Heydon and Reynolds 2000, Baker et al. 2006). Det betyder, at tomme territorier hurtigt besættes efter en regulering, så territoriet om foråret alligevel vil være besat af et ynglende par trods en regulering i området (Hewson 1986, Reynolds and Tapper 1996, Heydon and Reynolds 2000, Heydon and Reynolds 2000, Baker et al. 2006). Af samme årsag kan en vinterregulering anbefales i områder med en tynd bestand af ræve, hvor man ikke vil forvente en genindvinding af ræve (Reynolds and Tapper 1996). Antager vi, at bestandene af invasive rovdyr i Danmark stadig er på et lavt niveau, og at det ikke er svært for unge individer at finde ledige ynglesteder, vil en vinterregulering af invasive rovdyr stadig have en effekt.

4.4.2 VURDERING AF ÅRLIGT REGULERINGSMÅL

Når en bestand skal forvaltes, er det væsentligt at vide om den andel, som bortreguleres er nok til at sænke antallet af individer i bestanden eller fastholde bestanden på et acceptabelt niveau. For at opnå et passende reguleringsmål, skal bestandens "turnover" kendes, herunder den naturlige dødelighed og den dødelighed som påføres bestanden ved regulering. Problemet er imidlertid, at man normalt kun kender den andel, der tages ud af bestanden ved bortregulering, trafikdræb eller som er døde på anden vis og ikke bestandens egentlige dødelighed og størrelse. Ofte ved man ikke, om man bortregulerer 40, 60 eller 80% af bestanden. For at estimere disse værdier kan man foretage en "mærknings-genfangst-undersøgelse", hvor et vist antal individer mærkes og slippes fri inden en genfangst.

For at afgøre om regulering har en effekt eller om bestanden af fx mårhunde får en effekt på hjemmehørende rovdyr eller byttedyr kræves mere viden om bestandsstørrelser. Tidligere har man brugt øremærkning af fx ræv, for at vurdere hvor stor andel af bestanden som blev nedlagt, for af den vej at

udregne den egentlige bestandsstørrelse af ræv (Jensen 1993). I dag kan man med fordel anvende andre mere moderne mærkningsmetoder uden at skulle fange dyrene og sætte mærker på. Dels kan man bruge "biomarkere" fx tetracyclin eller andre flouraserende stoffer, som dyret får i sig via lokkemad (Robardet et al. 2012). Disse flouraserende "biomarkere" sætter sig i dyrenes tænder eller knoglemateriale, og ved at sammenholde antallet af dyr, som er mærkede ud af antallet af nedlagte eller trafikdræbte dyr, kan man estimere bestandsstørrelsen og den andel individer, som nedlægges ved regulering.

Også brug af DNA metoder til "capture recapture", kan anvendes til at estimere en bestands sande antal individer se fx. Creel and Rosenblatt (2013).

REFERENCER

- Ahola M, Nordström M, Banks PB, Laanetu N, Korpimäki E (2006). Alien Mink predation induces prolonged declines in Archipelago Amphibians. *Proceedings - Royal Society. Biological Sciences* 273:1261-1265
- Al-Sabi MNS, Chriél M, Jensen TH, Enemark HL (2013). Endoparasites of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the red fox (*Vulpes vulpes*) in Denmark 2009–2012 – A comparative study 2: 144-151
- Al-Sabi MNS, Chriél M, Hansen MS, Enemark HL (2015). *Baylisascaris procyonis* in wild raccoons (*Procyon lotor*) in Denmark. *Veterinary Parasitology: Regional Studies and Reports* 1–2: 55-58
- Andersen LH, Sunde P, Loeschcke V, Pertoldi C (2015). A population viability analysis on the declining population of little owl (*Athene noctua*) in Denmark using the stochastic simulation program VORTEX. *Ornis Fennica* 92:123-143
- Angelstam P, Lindström E, Widén P (1984). Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62:199-208
- Asferg T (2017). Vurdering af udviklingen i bestanden af fritlevende mink i Danmark. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Institut for Bioscience. DCE- Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
- Asferg T (2014). Kvalitetssikring af indberetninger af vaskebjørn til vildtudbyttestatistikken for jagtsæsonen 2012/13. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
- Baagøe HJ, Jensen SJ (2007). Dansk pattedyr atlas, 1st edn. Gyldendal, København
- Baker P, Furlong M, Southern S, Harris S (2006). The potential impact of red fox *Vulpes vulpes* predation in agricultural landscapes in lowland Britain. *Wildlife Biology* 12:39-50
- Baltrunaite, L (2002). Diet composition of the red fox (*Vulpes vulpes* L.), pine marten (*Martes martes* L.) and raccoon dog (*Nyctereutes Procyonoides* Gray) in clay plain landscape, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 12:362-368 DOI 10.1080/13921657.2002.10512525
- Baltrunaite L (2010). Winter habitat use, niche breadth and overlap between the red fox, pine marten and raccoon dog in different landscapes of Lithuania. *Folia Zoologica* 59:278-284
- Baltrunaite L (2006). Diet and winter habitat use of the red fox, pine marten and raccoon dog in Dzūkija national park, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 16:46-53 DOI 10.1080/13921657.2006.10512709
- Barreto, Macdonald (1999). The response of water voles, *Arvicola terrestris*, to the odours of predators. *Animal Behaviour* 57:1107-1112

- Barreto, GR, Rushton SP, Strachan R, MacDonald DW (1998). The role of habitat and mink predation in determining the status and distribution of water voles in England. *Animal Conservation* 1:129-137 DOI 10.1111/j.1469-1795.1998.tb00020.x
- Bartoszewicz M, Okarma H, Zalewski A, Szczesna J (2008). Ecology of the raccoon (*Procyon lotor*) from western Poland. *Annales Zoologici Fennici* 45:291–298
- Bonesi L, Palazon S (2007). The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134:470-483 DOI 10.1016/j.biocon.2006.09.006
- Bonesi L, Strachan R, Macdonald DW (2006). Why are there fewer signs of mink in England? considering multiple hypotheses. *Biological Conservation* 130:268-277 DOI 10.1016/j.biocon.2005.12.021
- Bonesi L, Chanin P, Macdonald DW (2004). Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* 106:19-26 DOI 10.1111/j.0030-1299.2004.12763.x
- Brzeziński M., Ignatiuk P., Żmihorski M., Zalewski A. (2018). An invasive predator affects habitat use by native prey: American mink and water vole co-existence in riparian habitats. *Journal of Zoology* 304:109-116 DOI 10.1111/jzo.12500
- Brzezinski M, Natorff M, Zalewski A, Żmihorski M (2012). Numerical and behavioral responses of waterfowl to the invasive American mink: A conservation paradox. *Biological Conservation* 147: 68-78 DOI 10.1016/j.biocon.2011.11.012
- Brzezinski M, Marzec M, Zmihorski, M (2010). Spatial distribution, activity, habitat selection of American mink (*Neovison vison*) and polecat (*Mustela putorius*) inhabiting the vicinity of eutrophic lakes in NE Poland. *Folia Zoologica* 59 (3): 183-191
- Brzezinski M (2008). Food habits of the American mink *Mustela vison* in the Mazurian Lakeland, northeastern Poland. *Mammalian Biology* 73:177-188 DOI 10.1016/j.mambio.2007.04.005
- Carlsson NOL, Jeschke JM, Holmqvist N, Kindberg J (2010). Long-term data on invaders: When the fox is away, the mink will play. *Biological Invasions* 12:633-641 DOI 10.1007/s10530-009-9470-z
- Carter SP, Bright PW (2003). Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biological Conservation* 111:371-376 DOI 10.1016/S0006-3207(02)00305-1
- Christensen TK, Balsby TS, Mikkelsen P, Lauritzen T (2017). Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelsen for jagtsæsonerne 2015/16 og 2016/17. DCE-Danish Center for Environment and Energy, Aarhus Universitet
- Craik C (1997). Long-term effects of North American Mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. *Bird Study* 44:303-309 DOI 10.1080/00063659709461065
- Creel S, Rosenblatt E (2013). Using pedigree reconstruction to estimate population size: Genotypes are more than individually unique marks. *Ecology and Evolution*:1294-1304 DOI doi:10.1002/ece3.538
- Dell'Arte GL, Laaksonen T, Norrdahl K, Korpimäki E (2007). Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologia* 31:276-281
- Drygala F, Zoller H, Stier N, Mix H, Roth M (2008). Ranging and parental care of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* during pup rearing. *Acta Theriologica* 53:111-119 DOI 10.1007/BF03194244
- Drygala F, Werner U, Zoller H (2013). Diet composition of the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the native red fox (*Vulpes vulpes*) in North-East Germany. *Hystrix* 24:190-194.

- Drygala F, Zoller H (2013). Spatial use and interaction of the invasive raccoon dog and the native red fox in central Europe: Competition or coexistence? *European Journal of Wildlife Research* 59:683-691 DOI 10.1007/s10344-013-0722-y
- Drygala F, Zoller H, Stier N, Roth M (2010). Dispersal of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* into a newly invaded area in central Europe. *Wildlife Biology* 16:150-161 DOI 10.2981/08-076
- Drygala F, Stier N, Zoller H, Boegelsack K, Mix HM, Roth M (2008a). Habitat use of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in North-Eastern Germany. *Mammalian Biology* 73:371-378 DOI 10.1016/j.mambio.2007.09.005
- Drygala F, Stier N, Zoller H, Mix HM, Bögelsack K, Roth M (2008b). Spatial organisation and intra-specific relationship of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in central Europe. *Wildlife Biology* 14:457-466 DOI 10.2981/0909-6396-14.4.457
- Elmeros, M, Mikkelsen DMG, Nørgaard LS, Pertoldi C, Jensen TH, Chriél M (2018). The diet of feral raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and native badger (*Meles meles*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in Denmark. *Mammal Research* DOI 10.1007/s13364-018-0372-2
- Elmeros M, Hammershøj M (2006). Experimental evaluation of the reliability of placental scar counts in American mink (*Mustela vison*). *European Journal of Wildlife Research* 52:132-135 DOI 10.1007/s10344-005-0014-2
- Ferreras P, Macdonald DW (1999). The impact of American mink *Mustela vison* on water birds in the upper Thames. *Journal of Applied Ecology* 36:701-701-708 DOI 10.1046/j.1365-2664.1999.00431.x
- Fournier-Chambrillon C, Bifulchi A, Mazzola-Rossi E, Sourice S, Albaret M, Bray Y, Ceña JC, Maya FU, Agraffel T, Fournier P (2010). Reliability of stained placental scar counts in farmed American mink and application to free-ranging mustelids. *Journal of Mammalogy* 91:818-826 DOI 10.1644/09-MAMM-A-297.1
- Fritzell EK (1978). Reproduction of raccoons (*Procyon lotor*) in North Dakota. *The American Midland Naturalist* 100:253-256 DOI 10.2307/2424800
- García JT, García FJ, Alda F, González JL, Aramburu MJ, Cortés Y, Prieto B, Pliego B, Pérez M, Herrera J, García-Román L (2012). Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions* 14:1305-1310 DOI 10.1007/s10530-011-0157-x
- Gerell, Gerell R (1967). Food selection in relation to habitat in mink (*Mustela vison* Schreber) in Sweden. *Oikos* 18:233-246 DOI 10.2307/3565101
- Gibbons DW, Amar A, Anderson GQA, Bolton M, Bradbury RB, Eaton MA, Evans AD, Grant MC, Gregory RD, Hilton GM, Hirons GJM, Hughes J, Johnstone I, Newbery P, Peach WJ, Ratcliffe N, Smith KW, Summers RW, Walton P, Wilson JD (2007). The predation of wild birds in the UK. RSPB Research Report no 23, RSPB, Sandy
- Goszczyński J (1999). Fox, raccoon dog and badger densities in North Eastern Poland. *Acta Theriologica* 44:413-420
- Gregers-Jensen L, Agger JF, Hammer ASV, Andresen L, Chriél M, Hagberg E, Jensen MK, Hansen MS, Hjulsager CK, Struve T (2015). Associations between biosecurity and outbreaks of canine distemper on Danish mink farms in 2012-2013. *Acta Veterinaria Scandinavica*. 30:57-66 doi: 10.1186/s13028-015-0159-2015-0159-2
- Halliwell EC, Macdonald DW (1996). American mink *Mustela vison* in the upper Thames catchment: Relationship with selected prey species and den availability. *Biological Conservation* 76:51-56 DOI 10.1016/0006-3207(95)00072-0
- Hammershøj M, Asferg T (1999). Mink *Mustela vison* og ilder *M. putorius*. mink- og ilderjagten i Danmark 1996/97 og problemer med de to arter i forhold til små fjerkræ hold. (In Danish with an English summary:

Mink *Mustela vison* and polecat *M. putorius*. mink and polecat hunting in Denmark 1996/97 and problems with the two species in relation to small poultry stocks). NERI Technical Report, National Environmental Research Institute, Denmark

Hammershøj M, Pertoldi C, Asferg T, Bach Møller T, Bastian Kristensen N (2005). Danish free-ranging mink populations consist mainly of farm animals: Evidence from microsatellite and stable isotope analyses. *Journal for Nature Conservation* 13: 267-274

Hammershøj M, Thomsen EA, Madsen AB (2004). Diet of free-ranging American mink and European polecat in Denmark. *Acta Theriologica* 49:337-337-347 DOI 10.1007/BF03192532

Helle E, Kauhala K (1995). Reproduction in the raccoon dog in Finland. *Journal of Mammalogy* 76:1036-1036 DOI 10.2307/1382597

Hewson R (1986). Distribution and density of fox breeding dens and the effects of management. *Journal of Applied Ecology* 23:531-538 DOI 10.2307/2404034

Heydon MJ, Reynolds JC (2000). Demography of rural foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to cull intensity in three contrasting regions of Britain. *Journal of Zoology* 251:265-276

Iordan F, Rushton SP, Macdonald DW, Bonesi L (2012). Predicting the spread of feral populations of the American mink in Italy: Is it too late for eradication? *Biological Invasions* 14:1895-1908 DOI 10.1007/s10530-012-0200-6

Jedrzejewski W, Jedrzejewska B (1992). Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Bialowieza National Park, Poland. *Ecography* 15:212-220

Jensen B (1973). Movements of the red fox (*vulpes vulpes* L.) in Denmark investigated by marking and recovery. *Danish Review of Game Biology* 8:1-20

Jensen B (1993). Nordens pattedyr. GEC Gads Forlag, København

Jernelöv A (2018). The long-term fate of invasive species aliens forever or integrated immigrants. Swedish Institute for Future Studies. Springer. ISBN 978-3-319-55396-2 (eBook). DOI 10.1007/978-3-319-55396-2

Kauhala K, Schregel J, Auttila M (2010). Habitat impact on raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* home range size in southern Finland. *Acta Theriologica* 55: 371-380 DOI 10.1007/BF03193240

Kauhala K, Holmala K, Lammers W, Schregel J (2006). Home ranges and densities of medium-sized carnivores in South-East Finland, with special reference to rabies spread. *Acta Theriologica* 51:1-13 DOI 10.1007/BF03192650

Kauhala K (1996). Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. *Wildlife Biology* 2:197-204

Kauhala K, Kowalczyk R (2011). Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* 57:584-598 DOI <https://doi.org/10.1093/czoolo/57.5.584>

Kauhala K (1995). Changes in distribution of the European badger *Meles meles* in Finland during the rapid colonization of the raccoon dog. *Annales Zoologici Fennici* 32:183-191 DOI <http://www.jstor.org/stable/23735524>

Kauhala K, Salonen L (2012). Does a non-invasive method – latrine surveys – reveal habitat preferences of raccoon dogs and badgers? *Mammalian Biology* 77:264-270 DOI 10.1016/j.mambio.2012.02.007

Kauhala K, Auttila M (2010). Habitat preferences of the native badger and the invasive raccoon dog in southern Finland. *Acta Theriologica* 55:23-240 DOI 10.4098/j.at.0001-7051.040.2009

- Kauhala K, Auniola M (2001). Diet of raccoon dogs in summer in the Finnish archipelago. *Ecography* 24:151-156 DOI 10.1034/j.1600-0587.2001.240205.x
- Kiseleva, NV (2014). Variation in the diet of American mink, *Neovison vison*, in water bodies of the ilmen state reserve. *Journal of Ecology* 45:322-324 DOI 10.1134/S1067413614040067
- Kiseleva NV (2009). The peculiarities of feeding of the American mink (*Neovison vison*) in the southern Urals. *Biology Bulletin* 36:403-406 DOI 10.1134/S106235900904013X
- Krawczyk AJ, Bogdziewicz M, Czyż MJ (2013). Diet of the American mink *Neovison vison* in an agricultural landscape in western Poland. *Folia Zoologica* 62:304-310 DOI <https://doi.org/10.25225/fozo.v62.i4.a8.2013>
- Langgemach T, Bellebaum J (2005). Prädation und der schutz bodenbrütender vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126:259-298
- Lloyd HG, Jensen B, van Haaften JL, Niewold FJ, Wandeler A, Bögel K, Arata AA (1976). Annual turnover of fox populations in Europe. *Zentralblatt für veterinärmedizin reihe a-journal of veterinary medicine series a-animal physiology pathology and clinical veterinary medicine* 23:580-589
- Macpherson JL, Bright PW (2010). Movements of radio-tracked American mink (*Neovison vison*) in extensive wetland in the UK, and the implications for threatened prey species such as the water vole (*Arvicola amphibius*). *European Journal of Wildlife Research* 56:855-859 DOI <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0383-z>
- Malecha A (2013). Diet of the European polecat *Mustela putorius* in an agricultural area in Poland. *Folia Zoologica* 62:48-53
- Mañas S, Gómez A, Palazón S, Podra M, Minobis B, Alarcia OE, Casal J, Ruiz-Olmo J (2016). Are we able to affect the population structure of an invasive species through culling? A case study of the attempts to control the American mink population in the northern Iberian Peninsula. *Mammal Research* 61:309-317 DOI 10.1007/s13364-016-0277-x
- McDonald RA, O'Hara K, Morrish DJ (2007). Decline of invasive alien mink (*Mustela vison*) is concurrent with recovery of native otters (*Lutra lutra*). *Diversity and Distribution* 13:92-98 DOI 10.1111/j.1366-9516.2006.00303.x
- Melero Y, Robinson E, Lambin X (2015). Density- and age-dependent reproduction partially compensates culling efforts of invasive non-native American mink. *Biological Invasions* 17:2645-2657 DOI 10.1007/s10530-015-0902-7
- Melero Y, Palazón S, Lambin X (2014). Invasive crayfish reduce food limitation of alien American mink and increase their resilience to control. *Oecologia* 174:427-434 DOI 10.1007/s00442-013-2774-9
- Melero Y, Plaza M, Santulli G, Saavedra D, Gosàlbez J, Ruiz-Olmo J, Palazón S (2012). Evaluating the effect of American mink, an alien invasive species, on the abundance of a native community: Is coexistence possible? *Biodiversity and Conservation* 21:1795-1809 DOI 10.1007/s10531-012-0277-3
- Melero Y, Palazón S, Bonesi L, Gosàlbez J (2008). Feeding habits of three sympatric mammals in NE Spain: The American mink, the spotted genet, and the Eurasian otter. *Acta Theriologica* 53:263-273 DOI 10.1007/BF03193123
- Melis C, Ivar Herfindal I, Dahl F, Åhlén PA (2015). Individual and temporal variation in habitat association of an alien carnivore at its invasion front. *PLOS ONE* 10:e0122492 DOI doi:10.1371/journal.pone.0122492
- Ministerium für Energiewende (2017). Zur biologischen vielfalt-jagd und artenschutz. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel

- Mulder JL (2013). The raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in the Netherlands – its present status and a risk assessment. *Lutra* 56:23-43
- Nordström M, Högmänder J, Nummelin J, Laine J, Laanetu N, Korpimäki E (2002). Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. *Ecography* 25:385-394 DOI 10.1034/j.1600-0587.2002.250401.x
- Nordström M, Högmänder J, Laine J, Nummelin J, Laanetu N, Korpimäki E (2003). Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation* 109:359-368
- Nordström M, Korpimäki E (2004). Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. *Journal of Animal Ecology* 73:424-433 DOI 10.1111/j.0021-8790.2004.00816.x
- Nørgaard LS, Mikkelsen DMG, Elmeros M, Chriél M, Madsen AB, Nielsen JL, Pertoldi C, Randi E, Fickel J, Brygida S, Ruiz-González A (2017). Population genomics of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Denmark: Insights into invasion history and population development. *Biological Invasions* 19:1637-1652 DOI 10.1007/s10530-017-1385-5
- Opermanis O, Mednis A, Bauga I (2001). Duck nests and predators: Interaction, specialisation and possible management. *Wildlife Biology* 7:87-96
- Pagh S, Tjørnløv RS, Olesen CR, Chriél M (2015). The diet of Danish red foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to a changing agricultural ecosystem. A historical perspective. *Mammal Research* 60:319-329 DOI 10.1007/s13364-015-0244-y
- Pagh S, Chriél M (2017). Mårhund -risikovurdering, biologi og erfaringsgrundlag for "best-practice" i forhold til regulering. DTU Veterinærinstituttet
- Pertoldi C, Rødjajn S, Zalewski A, Demontis D, Loeschcke V, Kjærsgaard A (2013). Population viability analysis of American mink (*Neovison vison*) escaped from Danish mink farms. *Journal of Animal Science* 91:2530-2530-41 DOI 10.2527/jas.2012-6039
- Pitra C, Schwarz S, Fickel J (2010). Going west—invasion genetics of the alien raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe. *European Journal of Wildlife Research* 56:117-129 DOI 10.1007/s10344-009-0283-2
- Reynolds JC, Tapper SC (1996). Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review* 26:127-155 DOI 10.1111/j.1365-2907.1996.tb00150.x
- Ritke ME (1990). Quantitative assessment of variation in litter size of the raccoon *Procyon lotor*. *The American Midland Naturalist* 123:390-390-398 DOI 10.2307/2426567
- Robardet E, Demerson J-, Andrieu S, Cliquet F (2012). First European interlaboratory comparison of tetracycline and age determination with red fox teeth following oral rabies vaccination programs. *Journal of Wildlife Diseases* 48:858-868
- Rømer AE, Nørgaard LS, Mikkelsen DMG, Chriél M, Elmeros M, Madsen AB, Pertoldi C, Jensen TH (2015). Population viability analysis of feral raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Denmark. *Archives of Biological Sciences* 67:111-117 DOI 10.2298/ABS140905012R
- Rondinini C, Ercoli V, Boitani L (2006). Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in a mediterranean agricultural landscape. *Journal of Zoology* 269:060309040009001-213-219 DOI 10.1111/j.1469-7998.2006.00073.x
- Rulison EL, Luiselli L, Burke RL (2012). Relative impacts of habitat and geography on raccoon diets. *The American Midland Naturalist* 168:231-231-246 DOI 10.1674/0003-0031-168.2.231

- Salgado I (2018). Is the raccoon (*Procyon lotor*) out of control in Europe? *Biodiversity and Conservation* 27:2243–2256 DOI <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1535-9>
- Sheard JK (2012). Spredning, aktivitet og habitatpræference hos den invasive mårhund (*Nyctereutes procyonoides*) i Danmark, Bachelor edn. Sektion for Økologi og Evolution, University of Copenhagen
- Sidorovich, Sidorovich VE, Solovej IA, Sidorovich AA, Dyman AA (2008). Seasonal and annual variation in the diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in northern Belarus: The role of habitat type and family group. *Acta Theriologica* 53:27-38 DOI 10.1007/BF03194276
- Sidorovich VE (1993). Reproductive plasticity of the American mink (*Mustela vison*) in Belarus. *Acta Theriologica* 38:175–183
- Sidorovich VE, Polozov AG, Lauzhel GO, Krasko DA (2000). Dietary overlap among generalist carnivores in relation to the impact of the introduced raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* on native predators in northern Belarus. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65:271-285
- Skierczynski M, Wisniewska A, Stachura-Skierczynska K (2008). Feeding habits of American mink from Biebrza Wetlands affected by varied winter conditions. *Mammalia* 72:135-138 DOI 10.1515/MAMM.2008.016
- Skov og Naturstyrelsen (2010). Indsatsplan mod mårhund i Danmark.
- Suld K, Saarma U, Valdmann H (2017). Home ranges of raccoon dogs in managed and natural areas. *PLoS One* 12:e0171805-e0171805- DOI 10.1371/journal.pone.0171805
- Sunde P, Elmeros M (2016). Bestandsudvikling af mårhund i Danmark 2009-2016 i relation til nutidig og fremtidig bekæmpelsesindsats. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
- Sutor A, Kauhala K, Ansorge H (2010). Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* — a canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica* 55:165-176 DOI 10.4098/j.at.0001-7051.035.2009
- Thom MD, Harrington LA, Macdonald DW (2004). Why are American mink sexually dimorphic? A role for niche separation. *Oikos* 105:525-535 DOI 10.1111/j.0030-1299.2004.12830.x
- Valtonen MH, Rajakoski EJ, Mäkelä JI (1977). Reproductive features in the female raccoon dog *Nyctereutes procyonoides*. *Journal of Reproduction and Fertility* 51:517-518
- Viksne J, Janaus M, Mednis A (2011). Factors influencing the number of breeding water birds in lake Engure, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences* 65:127-137 DOI 10.2478/v10046-011-0028-y
- Wolff PJ, Taylor CA, Heske EJ, Schooley RL (2015). Habitat selection by American mink during summer is related to hotspots of crayfish prey. *Wildlife Biology* 21:9-17
- Yamaguchi N, Rushton S, Macdonald DW (2003). Habitat preferences of feral American mink in the upper Thames. *Journal of Mammalogy* 84:1356–1373 DOI [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2003\)084<1356:HPOFAM>2.0.C](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2003)084<1356:HPOFAM>2.0.C)

APPENDIX

APPENDIX 1

VORTEX er et stokastisk simuleringsprogram, som anvendes til Population Viabilitets Analyser (PVA). PVA er et værktøj til simulering af en populations udvikling over tid. I VORTEX indtastes en række oplysninger omkring en given art, hvilket resulterer i forudsigelser gennem simuleringer af en populations udvikling inden for en kortere eller længere periode, med fokus på enten udryddelse af invasive arter eller bevarelse af truede arter (Pertoldi et al. 2013, Andersen et al. 2015, Rømer et al. 2015).

Grundet det høje krav til omfang, fremstår en PVA som en valid stokastisk model for populationers udvikling, som tager højde for adskillige variable inden for bl.a. miljømæssige sammenhænge, jagttryk, populationsdensitet, bærekapacitet, indavlsdepression mm. (Pertoldi et al. 2013).

VORTEX og andre PVA-værktøjer betragtes i dag som videnskabelige værktøjer, hvorigennem bl.a. IUCN Red List afvejer resultater fra PVA'er til klassifikation af truede dyrearter; dog baserer IUCN Red List ikke konklusioner alene på PVA, men kombinerer og understøtter beslutningerne med feltundersøgelser mm.

En PVA, som er udført med VORTEX, kan hvis der foreligger data, være baseret på adskillige informationer omkring den analyserede art, hvor resultatet simulerer artens overlevelsesmuligheder i et givent habitat over en ønsket periode, samt viser artens risiko for at uddø. Derudover også på populationer, hvor nogle individer er udelukket fra reproduktionspuljen (alderdom eller geografisk adskillelse) samt populationer med aldersafhængig reproduktion- og overlevelsesrate. Alle populationer er underlagt miljø- og populationsmæssige tilfældigheder ift. reproduktion, fødesøgning mm., derfor giver forskellige simuleringer, med samme variable, forskelligt udfald, grundet de biologiske og statistiske udregninger. VORTEX anbefaler derfor at lave flere iterationer af den enkelte simulering, da dette giver en mere standardiseret fordeling af resultatet.

Bærekapaciteten er en øvre grænse for, hvor mange individer i en population, der kan leve i et givent område. Denne er i høj grad densitetsafhængig, idet at antallet af individer stiger, vil den intraspecifikke konkurrence følge efter og dermed øges. Dette vil føre til en stigning i mortalitetsraten og et fald i reproduktionsraten. Hvis reproduktions- og mortalitetsraten plottes mod antallet af individer, vil punktet hvor reproduktions- og mortalitetsraten krydser hinanden være et udtryk for bærekapaciteten.

APPENDIX 2

Simuleringer i VORTEX er kørt med 1000 interaktioner over 50 år. Parametrene i modellerne er med udgangspunkt i internationale publikationer omkring reproduktion og forplantningsbiologi hos de tre arter. I tabellen angives de parametre, som er brugt for de tre arter, mink, mårhund og vaskebjørn. Bestandstal og dødelighed er ikke sande populationsstørrelser og dødelighed for arterne, men er sat for at illustrerer, hvordan bestandene reagerer på høj mortalitet (regulering) og på tilførsel af nye individer.

Scenario Settings	Mink	Mårhund	Vaskebjørn
Number of iterations	1000	1000	1000
Number of years	varied	varied	varied
Duration of each "year" in days	365	365	365
Extinction definition (total N < critical size)	total N < critical size 3 / only 1 sex remains	total N < critical size 3 / only 1 sex remains	total N < critical size 3 / only 1 sex remains
Number of populations	1	1	1
Inbreeding depression	✓	✓	✓
Lethal equivalents, Vortex default - based on a survey of 40 captive mammalian populations	3.14	3.14	3.14
Percent due to recessive lethals	100	100	100
EV Concordance of Reproduction & Survival	yes/no	yes/no	yes/no
Number of types of catastrophes	0	0	0
Reproductive system	Polygam	Monogam	Group living
Age of first offspring for females	1	1	1
Age of first offspring for males	1	1	1
Maximum age of reproduction	6		6
Maximum number of broods per year	1	1	1
Maximum number of progeny per year	11	16	7
Sex ratio at birth – in %males	50	50	50
Density dependent reproduction	non	non	yes
Reproductive Rates			
% adult females breeding	81	78	92
EV in % breeding. Standard deviation	10	10	10
<i>Distribution of broods per year:</i>			
0 broods	0	0	0
1 broods	100	100	100
<i>Specify the distribution of number of offspring per female per brood:</i>			
Mean	4-6	11	4,8
standard deviation	1.7	(range)	(range)
Mortality Rates	0.75	0.50/0.80	0.65
% males in breeding pool.	Same as females	Same as females	Same as females
Initial Population Size			
Distribution. Vortex calculates this based on mortality rates	stable age distribution	stable age distribution	stable age distribution
Initial Population Size	2000	2000	20
Carrying Capacity	30000	30000	30000
SD in K due to EV	3000	3000	3000
Population supplemented	✓	✓	✓
First year of supplementation	0/1	0/1	0/1
Last year of supplementation	last year of simulation	last year of simulation	last year of simulation
Interval between supplementations	1	1	1
Optional criterion for supplementing	1	1	1
Number of adult females to be supplemented	0/20/100/200	20	1
Number of adult males to be supplemented	0/20/100/200	20	1