

Genomförbarhetsanalys av återintroduktion av visent (*Bison bonasus*) till Sverige

Carl-Gustaf Thulin, Giorgia Myriam Ausilio, Axel Sannö, Mats Niklasson, Petter Kjellander

Sveriges lantbruksuniversitet, 2023

English Title: *A feasibility analysis of reintroducing wisent (Bison bonasus) to Sweden*

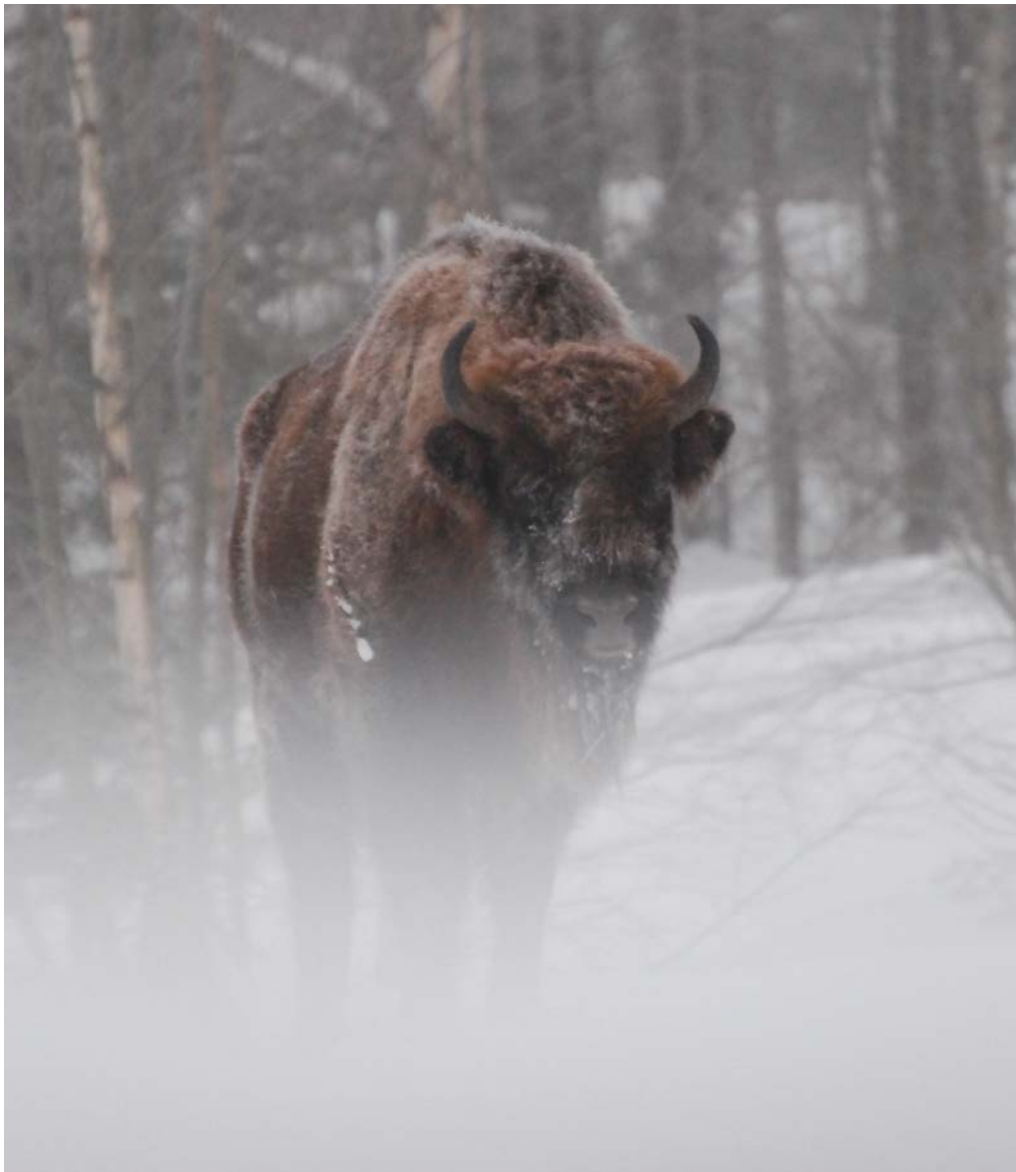


Foto: Mats Höggren

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Förord och tack	3
2. Slutsatser och rekommendationer (<i>English Summary</i>)	5
3. Inledning	9
4. Historia	10
5. Biologi	15
6. Juridik	25
7. Veterinärmedicin	34
8. Habitatanalys	43
9. Samhälle	65
10. Riktlinjer, återintroduktioner och erfarenheter	78
11. Visenter i Sverige: Erfarenheter från djurhållare	88
12. Referenser	98
Appendix: Förslag till försöksuppställning	116

Citeras:

Thulin C-G, Ausilio GM, Sannö A, Niklasson M, Kjellander P (2023). Genomförbarhetsanalys av återintroduktion av visent (*Bison bonasus*) till Sverige. Sveriges lantbruksuniversitet, dnr SLU.afb.2023-11 [Eng. *A feasibility analysis of reintroducing wisent (Bison bonasus) to Sweden*]

1. Förord och tack

Denna genomförbarhetsanalys (eng. *suitability analysis*) för en eventuell återintroduktion av visent i Sverige har genomförts inom ramen för ett forskningsbidrag från Skogssällskapet till SLU. Analysen omfattar en övergripande litteraturgenomgång över kunskapsläget vad gäller visentens status och funktion som vilt djur, samt en fördjupad analys det juridiska läget, veterinärmedicinska aspekter, samt habitatets lämplighet med fokus på Skogssällskapets marker i Svanå i Västmanland.

Syftet är att undersöka såväl ekologiska, ekonomiska som samhällsliga konsekvenser av en eventuell återintroduktion av visent i vilt tillstånd. Arbetet har omfattat litteraturstudier såväl som dialog med nyckelpersoner inom forskning, förvaltning och markägande. Rapporten innehåller en sammanställning av nationell och internationell kunskap och erfarenheter från visentförekomst och återintroduktioner samt en beskrivning av ekologiska och socioekonomiska effekter av en återetablering av visent i Sverige generellt och Svanå mer specifikt.

Det juridiska avsnittet syftar till att klargöra vilket regelverk som både möjliggör och begränsar förutsättningarna för en återintroduktion. I den fördjupade analysen av veterinärmedicinska aspekter ingår en särskild riskbedömning av eventuella konsekvenser av en återintroduktion i relation till tamdjur/djurhållning och andra viltslag. Habitatlämplighetsanalysen (eng. *habitat suitability analysis*) syftar till att, baserat på samlad kunskap om visentens betespreferens, bedöma hur födotillgången i Svanå med omnejd passar för visenter, samt göra en översyn över andra lämpliga geografiska områden för en återintroduktion i övriga Syd- och Mellansverige. I rapporten ingår även ett förslag på försöksuppställning med uppföljande utvärderingar där frilevande visenter utgör det slutliga målet, samt författarnas rekommendationer för det fortsatta arbetet.

I sin helhet är rapporten avsedd att fungera som ett första beslutsunderlag för en eventuell återintroduktion av frilevande visenter i Sverige. Tillvägagångssätt och arbetsmetod ska även kunna användas vid konsekvensbedömningar av andra faunarestaureringsprojekt samt utgöra en grund för diskussioner om artintroduktioner som ett redskap inom bevarandebiologin. Principiella frågeställningar att ta ställning till är under vilka förutsättningar som arter kan och ska återetableras/etableras i svensk natur, samt vilka tidigare förekommande arter vi är beredda att ta ansvar för och återetablera i Sverige.

Tack till...

Författarna vill uttrycka sin tacksamhet till Skogssällskapet som initierat och finansierat uppdraget, och som även varit ett viktigt stöd under arbetets gång. Tack även till alla djurhållare som både bidragit med sin sakkunskap samt kontrolläst delar av arbetet.

Särskilt tack till:

- Guillaume Chapron (forskare, SLU); för att ha upplåtit Lovisa Helmius arbetstid.
- Søren Friese (arealdatachef, Naturstyrelsen); för information om Bornholms visenthägn.
- Lovisa Helmius (jurist, forskningsassistent, SLU); för författande av kapitel 6. Juridik.
- Rafal Kowalczyk (professor, Mammal Research Institute); för guidning och värdefull information under studiebesök i Białowieża (2011).
- Rasmus Munch Marcher (jägmästare, Naturstyrelsen); för guidning och värdefull information under studiebesök i Bornholms visenthägn (2023).

- Erika Rosengren (doktorand, Lunds universitet); för kontrolläsning, kunskap och referenser.

Vi vill även tacka Marie-Claire Cronstedts stiftelse för tidigare finansiering (till PK och CGT).

Slutligen ett tack till alla som hört av sig under projektets gång, uttryckt sitt intresse, mest ros, men även en del ris, allt viktiga bidrag till helheten!

“Den som initierar och genomför en återintroduktion av visent till Sverige skriver svensk vilt- och naturförvaltningshistoria och öppnar upp för nya innovativa möjligheter till hållbar utveckling och samexistens mellan oss människor och våra medorganismer.”

Rapportförfattarna

Uppsala/Grimsö/Hunnebostrand, 2023-12-19

2. Slutsatser och rekommendationer

Visent har förekommit som vilt djur i Sverige för mellan 9 700 och 10 800 år sedan. Uppgifter om mer sentida förekomst har inte bekräftats vetenskapligt. Huruvida detta ger visenten hemortsrätt är en fråga för Naturvårdsverket att bedöma.

En återintroduktion av visent till Sverige skulle bidra till att fullfölja Sveriges åtaganden enligt konventionen om biologisk mångfald, Bernkonventionen, EU:s art- och habitatdirektiv och, potentiellt, den restaureringsförordning som förhandlas i EU i skrivande stund. Det finns idag dock inga juridiskt bindande förpliktelser att återintroducera visenter till Sverige.

Att visenten är en hotad art och omfattas av EU:s art- och habitatdirektiv kan komma att begränsa möjligheterna till jakt och annan förvaltning av vilda visenter i Sverige. Det kan även begränsa möjligheterna att reversera en återintroduktion.

Idag är visentens överlevnad till mer än hälften beroende av icke-demokratiska stater utanför EU-samarbetet. En återintroduktion till Sverige skulle minska risken för artens utdöende till följd av smittspridning, habitatförluster och politisk instabilitet i östra Europa där huvuddelen av dagens vilda populationer finns. Det skulle även tillföra en stor gräsätare och, därmed, komplettera de befintliga klövdjursarterna med avseende på födoval och betesmönster vilket lokalt skulle kunna leda till ökad biodiversitet.

En återintroduktion skulle kunna bidra med möjligheter för regional utveckling, entreprenörskap och diversifierat nyttjande (jakt, turism, hotell, butik, kafé, restaurang), men tillföra risker för ökade kostnader för de areella näringarna, trafikolyckor och konflikter med närboende. Transparens, dialog, samverkan och bred lokal/regional acceptans är en förutsättning för att lyckas.

Naturvårdsverket, ansvarig myndighet för eventuella återintroduktioner av vilda djur, bör rådfrågas både före, under och efter ett skarpt återintroduktionsprojekt. Förslagsvis följs de riktlinjer som Naturvårdsverket upprättat (Wetterin 2008), med beaktande av ytterligare aspekter som framkommit i denna rapport (se kapitel 10).

Habitatanalysen i denna rapport visar att det finns potentiellt lämpligt habitat för vilda visenter i Syd- och Mellansverige, inklusive Svanå med omnejd. De största sammanhängande områdena som framstår som mest lämpliga återfinns i de norra delarna av Örebro- och Västmanlands län samt i östra Småland. Där finns även lämpligt födounderlag för visent, även vintertid. Ett varmare klimat förbättrar troligen livsbetingelserna. Habitatanalysen har utförts med hänsyn till vägar, järnvägar, bebyggelse och jordbruksmark för att identifiera områden med lägsta möjliga konfliktpotential mellan visent och människa. Analysen utgör en bedömning, konflikter går inte att uteslutas.

Vilda visenter;

- betar både gräs och vedväxter och har därmed potential att hålla igenväxande landskap öppna,
- har ungefär hälften så stor påverkan på skog jämfört med vad älgar har (på individnivå),
- har en positiv betespåverkan på landskapet (skog, åkermark mm) liknande nötkreatur och en biomassakonsumtion ungefär tio gånger större än dovhjortens,
- löper hälften så stor risk att involveras i trafikolyckor jämfört med älgar,
- undviker i allmänhet människor (äldre tjurar kan ibland stå kvar).

- är mer predations-resilienta än annat klövvilt (inklusive älg), dvs de påverkas relativt lite av predation från exempelvis varg och björn.

Det finns inga (kända) dödliga interaktioner mellan vilda visenter och människor (annat än i trafik), och heller inga kända allvarliga incidenter mellan park-/hägnhållna visenter och människor i Sverige

Det finns idag inga kända sjukdomar hos svenska, park-/hägnhållna visenter som kan anses utgöra fara för människor eller produktionsdjur. Vid en återintroduktion bör således endast svenskfödda visenter användas. Hälsoinspektion och provtagning för genetik, mikrobiota och parasiter måste utföras före återintroduktion, och ett övervakningsprogram som följer upp hälsoläget hos de visenter som fälls eller dör på annat vis upprättas i samband med en återintroduktion.

I appendix föreslås en försöksuppställning baserad på *no fence*-teknik, som även inkluderar en uppföljning av påverkan på landskap, biologisk mångfald, andra viltslag och areella näringar (skogs- och jordbruk och djurhållning), samt attityder och sociala värden och dito utmaningar.

Vid en återintroduktion rekommenderas:

- Försäkran om bred lokal/regional acceptans samt kontinuerlig uppföljning och beaktande av utvecklingen.
- Fortlöpande dialog med Naturvårdsverket, berörda departement och andra myndigheter före, under och efter en återintroduktion.
- Att uteslutande livdjur från svenska djurparker används, samt att de av-habitueras innan de släpps helt fria (dvs begränsad hantering före utsättning och därpå förvaltning som ett vanligt vilt).
- En *soft soft release* med hjälp av *no fence*-teknik enligt bilagd försöksplan (se appendix)
- Fortlöpande (vetenskaplig) uppföljning av biologisk, social och ekonomisk påverkan.
- Fortlöpande veterinärmedicinsk uppföljning genom kontrollerad avskjutning av utvalda individer.
- Att ekonomisk ersättning för skador kan utgöra en inledande åtgärd för att skapa acceptans men undviks i långsiktig förvaltning.
- Att avledande utfodring kan utgöra en inledande åtgärd för att minska påverkan på jordbruksgrödor men undviks i långsiktig förvaltning.

Avslutningsvis rekommenderas en studieresa till Białowieża (Polen) för lokalt/regionalt boende, skogs- och jordbrukare, företag, myndigheter och andra berörda för att uppleva hur vilda visenter beter sig och kan tänkas inverka på människor och verksamheter.

English Summary

European bison (Sw. visent) has occurred as a wild species in Sweden between 9,700 and 10,800 years ago. Anecdotal information on more recent occurrence have not been confirmed. Whether this gives the European bison 'home jurisdiction' is a matter for the Swedish Environmental Protection Agency to decide.

A reintroduction of European bison to Sweden would help fulfil Sweden's commitments under the Convention on Biological Diversity, the Bern Convention, the EU's Species and Habitats Directive and, potentially, the Restoration Regulation currently being negotiated in the EU. Today, however, there are no legally binding obligations to reintroduce European bison to Sweden.

That European bison is an endangered species and is covered by the EU's species and habitat directive may limit the possibilities for hunting and management of wild European bison in Sweden. It can also limit the possibilities of reversing a reintroduction.

More than half of the current wild European bison populations are located in non-democratic states outside of European Union. A reintroduction to Sweden would reduce the risk of the species becoming extinct as a result of diseases, habitat loss and/or political instability. European bison in Sweden would also supplement the existing ungulate species with regard to food preferences and grazing patterns, which could locally lead to increased biodiversity.

A reintroduction could also generate regional development, entrepreneurship and diversified use (hunting, tourism, hotels, shops, cafés, restaurants), but add risk for conflicts with areal land use, traffic accidents and nearby residents. Transparency, dialogue, collaboration and broad local/regional acceptance are prerequisites for success.

The Swedish Environmental Protection Agency, responsible authority for reintroductions of wild animals, should be consulted both before, during and after a reintroduction project. The guidelines established by the Swedish Environmental Protection Agency (Wetterin 2008) are suitable to follow, along with additional aspects and recommendations in this report.

The habitat analysis in this report shows that there are potentially suitable areas for wild bison in southern and central Sweden, including Svanå and its surroundings. The largest contiguous, suitable areas are found in the northern parts of Örebro and Västmanland counties and in eastern Småland. There are also suitable areas with natural winter food for European bison available. A warmer climate probably improves living conditions. The habitat analysis has been carried out taking into account roads, railways, buildings and agricultural land to identify areas with the lowest possible conflict potential between bison and humans. The analysis constitutes an assessment, conflicts cannot be ruled out.

Wild European bison;

- *graze both grass and woody plants and thus have the potential to keep shrubification at bay,*
- *cause half as much browsing damage in forests compared to moose (on an individual level),*
- *have a positive grazing impact on the landscape (forest, arable land, etc.) similar to cattle and a biomass consumption approximately ten times greater than that of fallow deer,*
- *are half as likely to be involved in traffic accidents compared to moose,*
- *generally, avoiding people (older bulls may sometimes be less intimidated),*
- *are more predation-resilient than other ungulates (including moose), i.e., they are relatively little affected by predation from, for example, wolves and bears.*

There are no (known) fatal interactions between wild bison and humans (other than in traffic), nor are there any known serious incidents between park/fenced bison and humans in Sweden.

There are currently no known diseases among Swedish, kept European bison that can be dangerous to humans or production animals. In the event of a reintroduction, only Swedish-born bison should be used. Health inspection and sampling for genetics- and microbial analyses must be carried out prior to reintroduction, and a subsequent monitoring program to monitor the health status of bison that are culled or otherwise die should be established.

In the appendix, an experimental set-up based on no-fence technology is proposed, which also includes consecutive follow-up of the impact on the landscape, biological diversity, other game species and areal industries (forestry, agriculture and animal husbandry), as well as attitudes and social values and ditto challenges.

In case of reintroduction, we recommended:

- *Assurance of broad local/regional acceptance as well as continuous follow-up and consideration of developments.*
- *Ongoing dialogue with the Swedish Environmental Protection Agency, relevant ministries and other authorities before, during and after a reintroduction.*
- *That exclusively live animals from Swedish zoos are used, and that they are de-habituated before being released completely free (i.e. limited handling before release and then management like normal game).*
- *A soft, soft release using no fence technology according to the attached trial plan (see appendix).*
- *Continuous veterinary medical follow-up through controlled shooting of selected individuals.*
- *That financial compensation for damages can be an initial measure to create acceptance but is avoided in long-term management.*
- *That diverting feeding can be an initial measure to reduce the impact on agricultural crops but is avoided in long-term management.*

Finally, we recommend a study trip to Białowieża (Poland) for local/regional residents, foresters and farmers, companies, authorities and others concerned to experience how wild European bison behave and may affect people and society.

3. Introduktion

Trots internationella konventioner och omfattande nationella åtgärder förlorar vi kontinuerligt arter och biologisk mångfald i såväl Sverige som övriga världen (Eide *et al.* 2020, IUCN 2022). Uppenbarligen är de ansträngningar som görs inom bevarandebiologin och naturvården inte tillräckliga för att uppfylla det mål, att stoppa förlusten av biologisk mångfald, som sattes upp under konventionen om biologisk mångfald i Rio de Janeiro 1992 (CBD 1992). Vi behöver alltså tänka om och tänka nytt inom arbetet med bevarande och mångfald, inte på ett ytligt plan, utan fundamentalt förändra vår syn på naturen och förvaltningen av den. Längre har en restriktiv syn på naturförvaltning varit förhärskande, en syn som har sin grund i en föreställning om balans och harmoni i någon form av ursprungligt tillstånd. Det har i praktiken ofta inneburit restriktioner av mänsklig inblandning, förbud, avsättningar och reservatsbildningar. Det har också funnits en ambition att med ekonomiska styrmedel uppmuntra de areella näringarna, jord- och skogsbruket, till mångfaldsfrämjande åtgärder och synsätt.

Under återkommande möten har parterna till konventionen om biologisk mångfald sedan 1992 formulerat och omformulerat att förlusten av biologisk mångfald ska hejdas där nya senarelagda årtal för att detta ska uppnås har satts kontinuerligt (ex till 2010, sedan 2020). Under det senaste CBD-mötet i december 2022 formulerades i stället en vision om att vi till år 2050 ska leva i *harmoni med naturen* (CBD 2022). Behovet av ett nytänkande för att uppnå denna harmoni identifierades redan under Nagoya-mötet 2010 (CBD 2010, *Nagoya-protokollet*), då bland annat restaurering och återintroduktioner framhölls som avgörande faktorer. Restaurering och återintroduktioner är sedan tidigare integrerade i EU:s art- och habitatdirektiv. Det är även en framträdande del i den överenskomna förhandlingsposition om en naturrestaureringsförordning som formulerades av EU:s medlemsstater under Sveriges ordförandeskap under våren 2023 (Europeiska unionens råd 2023) och det förslag till förordning som i skrivande stund förhandlas. Vidare har det som kallas ekosystemtjänster tagits upp som ett tänkbart redskap för bevarandearbetet. Det innebär ett tydliggörande och integrering av människans intressen och villkor i bevarandearbetet, och lämnar också öppet för en ekonomisk utveckling i harmoni med gynnet av biologisk mångfald. I Sverige är inrättandet av Kosterhavet, en av våra senaste nationalparker, ett exempel på detta tankesätt.

De stora, vilda växtätande klövdjuret har under människans framväxande dominans minskat i antal och begränsats sin utbredning över stora delar av jorden (Ripple *et al.* 2015). I Sverige har populationerna av selektiva kvistätande (eng. *browsers*) älgar och hjortar räddats och tillvuxit sedan 1800-talets låga nivåer. Det saknas dock fortfarande vilda komplement till gräsätande (eng. '*grass-/roughage feeders* ') tamdjur som kor och hästar (*sensu* Hofmann 1989). Rationaliseringar inom djurhållningen och minskad lönsamhet inom extensiv animalieproduktion har lett till omfattande förluster av betade, biologiskt rika landskap. Utöver att arter försvinner, riskerar bristen på stora gräsätare att skapa mindre motståndskraftiga naturmiljöer och brukade landskap. Restaurering av de betade landskapets ekosystemingenjörer, de stora vilda gräsätarna, är viktigt för att stoppa denna utveckling.

Under konferensen "*Faunarestaurering – Möjligheter inom bevarande och förvaltning*" (Thulin 2010), ställdes en fråga till Naturvårdsverket om en möjlig återintroduktion av just visent i Sverige. Naturvårdsverkets representanter efterlyste som ett första steg en konsekvensbeskrivning av en sådan åtgärd. Denna genomförbarhetsanalys är en första sådan konsekvensbeskrivning samt ett konkret förslag om hur det skulle kunna genomföras.

4. Historia

Visenten (*Bison bonasus*) (polska *żubr*; engelska *European bison*; tyska *Wisent*; franska *bison d'Europe*) är en ruminant (idisslare) som tillhör ordningen Artiodactyla (partåiga hovdjur), familjen Bovidae (slidhornsdjur) och underfamiljen Bovinae (oxdjur) där även de nära släktingarna amerikansk bison (*Bison bison*) och nötboskap (*Bos taurus*) ingår (Wilson & Reeder 1993, Nowak 1999). I oxdjuren ingår även vissa antiloper såsom eland (*Taurotragus oryx*) och större kudu (*Tragelaphus steppiceros*), dock inte myskoxe (*Ovibos moschatus*), med vilken visenten ibland sammanblandas. Myskoxen tillhör underfamiljen Caprinae (getdjur).

Släktet *Bison*, till vilket alltså visenten hör, utvecklades under Pliocen (5,3-2,6 mYBP; eng. 'million Years Before Present') i södra och östra Asien, och spred sig under Pleistocen (2580-12 kYBP; eng. 'thousand Years Before Present') till övriga Asien och Europa, och så småningom till Nordamerika via senglaciala landbryggor över Berings sund (Froese *et al.* 2017). De äldsta paleontologiska fynden av släktet återfinns i fossila lager i Pakistan daterade 3,3-2,5 mYBP (Akbar Khan *et al.* 2010). Under och efter senaste istiden, Weichsel (115-12 kYBP), fanns två arter av visent i Europa, utöver den nuvarande (*Bison bonasus*) även den nu utdöda stäppvisenten (*Bison priscus*) (Boeskorov *et al.* 2016). Den senare anses vara ursprunget till amerikansk bison efter att den koloniserat Nordamerika, vilket enligt Froese *et al.* (2017) skedde 45-21 kYBP. En tidigare kolonisering av bison till Nordamerika är daterad till 195-135 kYBP genom analyser av mitokondriellt DNA från långhornad jättebison, *Bison latifrons* (eng. 'longhorned giant bison'), en art som sedermera dog ut (Froese *et al.* 2017).

Släktet *Bison* dök först upp i Europa ungefär 1,8 mYBP (Maniakas & Kostopoulos 2017) under en period (Villafranchian) som brukar hänvisas till som däggdjurens tidsålder (eng. 'Mammal Age') (Rook & Martínez-Navarro 2010). Paleontologiska fynd av stäppbison är dokumenterat sedan mitten av Pleistocen, då även ytterligare en art, *Bison schoetensacki*, ungefär skogsvisent på svenska, förekom. Skogsvisenten kan dock vara en tidig form, så kallad kronoart (eng. 'chronospecies'), av den idag förekommande visenten (Palacio *et al.* 2017, Davoli 2023). Davoli (2023) beskriver visenten som förekommande i Europa under senaste mellanistiden (126-115 kYBP) och nu som återintroducerad och sporadiskt förekommande i vissa regioner (Davoli 2023; Table Supplementary 1).

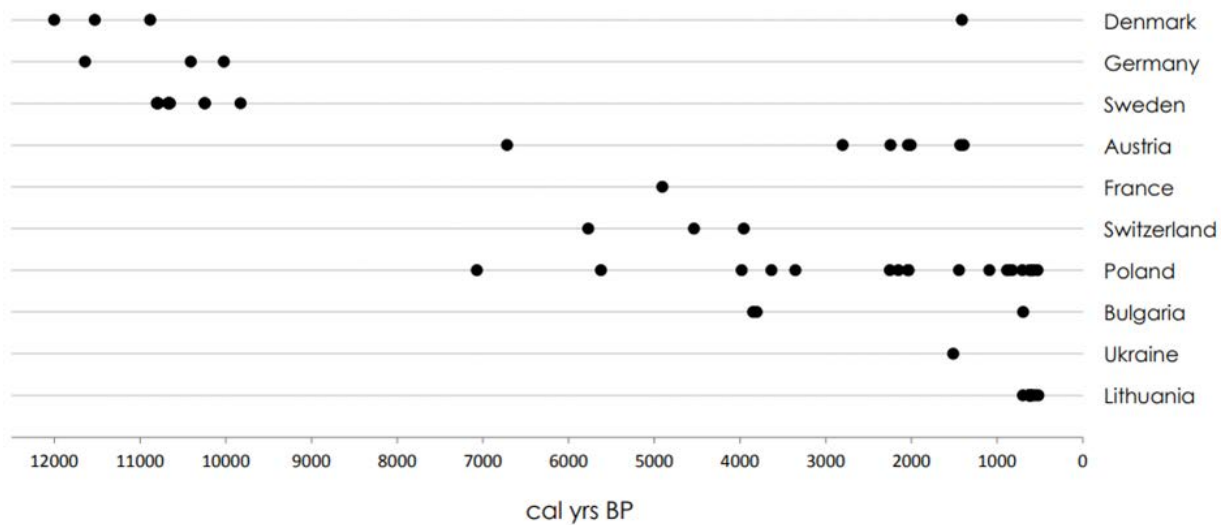
Två underarter av visent finns beskrivna; *Bison bonasus bonasus* (låglandsvisent) och *Bison bonasus caucasicus* (kaukasisk visent). Möjligen har det funnits ytterligare en underart i centraleuropa, *Bison bonasus hungarorum* (karpatisk visent), men dess status och relevans är oklar. Låglandsvisentens historiska utbredning omfattade västra och centrala Europa österut till floden Don på gränsen mellan Ryssland och Ukraina, medan den kaukasiska visentens utbredning var begränsad till de kaukasiska bergen med omgivande slättland (Kraśnińska & Kraśniński 2007).

Visentens historia

Populationsutvecklingen av visent är i sina äldre delar i långa stycken en sorglig historia. Från en utbredning som så sent som under 1600-talet fortfarande omfattade stora delar av Centraleuropa (se Figur 1) kom den genom oreglerad jakt under upprepade, kaotiska krigstillstånd och samhällsomvälvningar att utrotas i det vilda på ett par hundra år. Pucek (2004) beskriver hur de vilda visenterna under framförallt 1600–1700-talen försvann i de områden i centrala och östra Europa där de fortfarande fanns kvar. Till slut

återstod visenter endast i Białowieżaskogen på gränsen mellan Polen och Belarus, samt en spillra i de kaukasiska bergen öster om Svarta havet (Pucek 2004, Krasieńska & Krasieński 2007; Figure 5.3, s. 46).

I Białowieżaskogen, som under lång tid förvaltats som en jaktpark för kungar, tsarer och andra digniteter, skyddades visenten av ett omfattande säkerhetssystem som innefattade skogvaktare, vinterutfodring och noggrann kontroll av populationsutvecklingen. År 1795 togs området över av ryska tsardömet, och kom under 1800-talet förvaltas till visentens väl. Under rekordåret 1857 lär det funnits hela 1898 visenter kvar (Krasieńska & Krasieński 2007, Table 7.1, s. 65, Samojlik *et al.* 2019). Därefter minskade populationen konstant fram till första världskrigets utbrott 1914 då populationsstorleken uppskattades till 727 individer. Fem år senare, år 1919, var visenten helt borta i Białowieża. Några år senare, 1927, sköts den allra sista vilda visenten i Kaukasus.



Figur 1. Sammanställning av kalibrerade ¹⁴C-daterade fynd av visent i olika delar i Europa (efter Hofman-Kaminska *et al.* 2019).

Visenten i Sverige

De första delarna av det som idag är Sverige började bli isfria redan för 17 000 år sedan (Rosengren 2015). Utöver visenter (*Bison bonasus*) visar fossila fynd att det vid denna tid även fanns mammutar (*Mammuthus primigenius*; ett fynd ¹⁴C daterat till 15 900 år sedan, samt ytterligare 32 fynd från före senaste istidsmaximum), vildren (*Rangifer tarandus*; flera fynd daterade från 13 900 år sedan), jättehjortar (*Megaloceros giganteus*; sex fynd varav ett daterat till 12 900 år sedan), vildhäst (*Equus ferus*; sju dokumenterade fynd varav fem ¹⁴C-daterade 11 200 till 10 400 år sedan, med möjlig förekomst fram till för 8600 år sedan) och uroxe (*Bos primigenius*; flera fynd, förekomst daterat till 11 500-6 500) i det postglaciala Sydsverige. För uroxe finns ett spännande fynd med pil/spjutskada som är daterat till 10 300 år sedan att beskåda på Biologiska museet vid Lunds universitet (Rosengren 2015). I Rosengren (2015) finns en utmärkt sammanställning av de tillgängliga fynden och bakomliggande studier. Den yngre dateringen av uroxe är från Magnell (2017). Det kan vara värt att nämna att i vårt grannland Danmark har

dessutom saigaantilop (*Capra tatarica*) konstaterats subfossilt (cirka 17 000 år sedan) efter senaste istiden (Aaris-Sörensen 2009).

Tolv postglaciala fynd av visent är i nuläget kända från Sverige, varav nio är ¹⁴C-daterade till för mellan 10 800 och 9700 år sedan (Ekström 1993, Rosengren 2015, E Rosengren muntligen, se även Liljegren & Lagerås 1993, Liljegren & Ekström 1996). Viss variation i dateringen är beroende av om de är kalibrerade eller inte. Kalibreringen sker genom att man vid datering tar hänsyn till den kosmiska instrålningen av ¹⁴C, vilket påverkar halveringstiden av ¹⁴C-isotoperna i de undersökta benen (E Rosengren, muntligen). Visenten anses ha vandrat in via den landbrygga som i perioder förband Sverige med Danmark och övriga Europa för mellan 12 400 och 9 500 år sedan (Björck 1995), en förbindelse som definitivt var bruten i samband med översvämmandet av Öresund för 8 500–8 000 år sedan (Björck *et al.* 2008). Att visenten överlevde något längre i Sverige än dateringarna anger kan inte uteslutas, men uppgifter såsom Adam av Bremens beskrivning att ”*Ther Fångas Boffeloxar* [visenter], *Vhroxar* [uroxar] och *Elgar*, såsom vti *Sverige*” (av Bremen 1078) under järnåldern får däremot betraktas som kuriosas. Erika Rosengrens pågående avhandlingsarbete vid Institutionen för arkeologi och antikens historia på Lunds universitet kommer att bidra med ytterligare detaljer om visenter och dess tidigare förekomst i Sverige.

Räddandet av visenten

International Society for the Protection of the European Bison bildades i Berlin redan 1923 efter modell av *American Bison Society* för att rädda visenten och skapa ett nätverk för de nationer som fortfarande hade visenter kvar i hägn/fångenskap (Kraśnińska & Kraśniński 2007). Första åtgärden från sällskapet gick ut på att skapa ett register med alla då levande visenter. Registret färdigställdes 1924 och omfattade då 66 individer, vilket senare reviderades till 54 individer efter att ett antal individer med osäkert ursprung plockades bort (Raczyński 1978). I detta register skildes på den så kallade ”*låglandslinjen*” av visent, vars founder utgörs av sju [egentligen fem] individer vars ursprung säkerställt som *Bison bonasus bonasus*, samt ”*låglands-kaukasiska linjen*” vars founder utöver de sju individerna ovan även omfattar ytterligare fyra låglandsvisenter uppblandande med en kaukasisk tjur härrörande till *Bison bonasus caucasicus*, varmed denna linje alltså utgör en blandning av de två underarterna. Två av de sju låglandsvisenterna, kallade Bill och Bilma, kom från Skansen i Stockholm, varmed Sverige på ett mycket påtagligt sätt bidragit till visentens överlevnad som art (Tabell 1, efter Kraśnińska & Kraśniński 2007, Table 2.1 s. 22).

Utifrån ett avelsmaterial som skulle sluta på endast sju individer, tre tjurar och fyra kor byggdes alltså en stam med låglandsvisenter upp igen (Wójcik *et al.* 2009). I den andra avelslinjen, den lågland-kaukasiska linjen, integrerades genomt från den enda överlevande kaukasiska visenten (en tjur) på ett tidigt stadium, i kombination med ytterligare fyra låglandsvisenter, vilket gör en avelsbas på sammanlagt 12 individer (diploida genom), fem tjurar och sju kor (Pucek *et al.* 2004). Alla låglandsvisenter (11 st) i dessa två avelslinjer har sitt ursprung i Białowieżaskogen i nordöstra Polen (Slatis 1960). Dessa avelslinjer hålls för närvarande separerade i de internationella avelsprogrammen.

De ryska tsarerna, som bidrog till att visenterna i Białowieża bevarades under 1800-talet, började under 1800-talet skicka visenter som gåva till andra furstar, kungar och andra digniteter. Dessa visenter, som alltså fanns spridda i olika delar av Europa, utgjorde artens räddning efter utdöendet av de vilda populationerna 1919. En avelsanläggning byggdes upp i Białowieża och redan 1929 kunde de första visenterna återföras till området; två individer från Warszawa zoo och två från Skansen i Stockholm (varav en vardera sedermera visade sig vara av visent/amerikansk bison hybridursprung). Under åren som

följde byggdes sakta den hägnade populationen i Białowieża upp till 27 individer under andra världskriget (1943), då de decimerades till 15 stycken år 1946 (Kraśńska & Kraśński 2007, Appendix 1, s 306-308). Avelsarbetet fortsatte dock oförtrutet efter kriget, och 1952 kunde de första visenterna återintroduceras till Białowieżaskogen i Polen som vilt djur efter 33 års frånvaro (1919 - 1952). Året efter, 1953, återintroducerades de första visenterna till den belarusiska delen av Białowieżaskogen. Den första vilda kalven föddes i den polska delen av Białowieżaskogen 1957. Idag uppgår populationen här till drygt 800 individer.

Tabell 1. De 12 visenterna, fem tjurar och sju kor, som utgör ursprunget för alla idag levande visenter (efter Kraśńska & Kraśński 2007).

Nummer	ID	Kön	Namn	Livstid	Födelseplats	Uppfödning
1	42	Ko	Planta	1904-1931	Pszczyna	Pszczyna
2	45	Tjur	Plebejer	1917-1937	Pszczyna	Pszczyna
3	87	Tjur	Bill	1913-1929	Budapest (zoo)	Stockholm
4	89	Ko	Bilma	1913-1939	Białowieża	Stockholm
5	15	Tjur	Begründer	1903-1919	Berlin (zoo)	Berlin
6	16	Ko	Plavia	1906-1932	Pszczyna	Berlin
7	147	Tjur	Bismarck	1925-1934	Schönbrunn (zoo)	Berlin
8	100	Tjur	Kaukasus	1907-1925	Caucasus	München
9	96	Ko	Gatchina	1911-1932	Białowieża	Stellingen
10	95	Ko	Garde	1907-1922	Białowieża	Scharbow
11	35	Ko	Plewna	1912-1922	Frankfurt (zoo)	Frankfurt
12	46	Ko	Placida	1918-1926	Pszczyna	Scharbow

Efter återetableringen i Białowieża på 1950-talet har flertalet återintroduktionsprojekt initierats och genomförts i flera delar av Europa väster om Uralbergen. Idag finns det frilevande visenter i 47 subpopulationer i flera områden i Polen, Litauen, Ukraina, Belarus och Ryssland, samt i Lettland, Slovakien, Rumänien, Bulgarien och Tyskland (Plumb *et al.* 2020). I vissa fall, som i Tyskland, har försöken med helt frilevande visenter påverkats av konflikter med lokala markägare (Huisman 2018). I andra områden, som på Bornholm, har försöken att återintroducera visenter avstannat med hägn (se kapitel 10). Enligt Plumb *et al.* (2020) har endast åtta frilevande populationer uppnått minimikravet för minsta livskraftiga population (eng. *Minimum Viable Population*) (Shaffer 1981).

Visentens nuvarande status

Antalet visenter i världen uppgick den 31/12, 2022 till totalt 10 536 individer, varav 1727 i vanliga hägn, 584 under halvilda förhållanden och hela 8225 stycken frilevande (Raczyński & Bołbot 2022). Olech &

Perzanowski (2016) anger 4009 frilevande och 400 halvvida. Av de frilevande finns 829 individer den polska delen av Białowieżaskogen, och sammanlagt 2394 i Polen. Redan 2006 uppgick populationen i hela Białowieżaskogen (Polen och Belarus) till 736 individer. Efter nära ett århundrade har alltså de vilda visenterna i Białowieża åter överstigit de 727 individer som fanns vid första världskrigets utbrott 1914 (Kraśńska & Kraśński 2007). Bland de halvvida och frilevande visenterna utgörs drygt 60% av låglandslinjen (Olech & Perzanowski 2016). Uppgifterna om antalet frilevande och halvvida visenter och populationer varierar beroende på definition och uppfattning. Den regelbundet uppdaterade stamboken utgör den mest tillförlitliga källan (senaste versionen; Raczynski & Bołbot 2022). I Ryssland finns populationer med hybridursprung från korsningar mellan visent och nordamerikansk skogsbison som förvaltas aktivt men dock separerade från ”renblodiga” visenter (Sipko 2009). Hur det ser ut i Ryssland idag med antal individer och populationer är oklart. Sipko *et al.* (2018) omnämner tre populationer; den centralryska i Kaluzhskiye och Orlovskoye Polesye NP sydväst om Moskva (676 individer), vologdapopulationen i norr (74 individer) och den västryska i Smolensks sjödistrikt och belarusiska Krasny Bor (126 individer). Sammantaget ska det i början av 2018 ha funnits 1262 visenter i Ryssland 1262, varav 1039 frilevande. Utöver Polen och Ryssland ska det finnas helt vilda, frilevande visentpopulationer i Belarus, Bulgarien, Lettland, Litauen, Rumänien, Slovakien, Tyskland och Ukraina (Raczynski & Bołbot 2022). Utöver de redan återetablerade populationerna finns flera studier som visar på ytterligare områden i Central- och Östeuropa som skulle kunna vara lämpliga för återintroduktioner (ex. Kuemmerle *et al.* 2011, Lord *et al.* 2020, Bluhm *et al.* 2023). Intresseorganisationen *Rewilding Europe* har även sammanställt en återetableringsplan som omfattar hela Europa (van de Vlasakker 2014).

Trots denna för arten positiva utveckling uppskattades visentens sammanlagda utbredning omfatta mindre än 1% av den ursprungliga för drygt ett decennium sedan (Kuemmerle *et al.* 2011). Idag är möjligen utbredningen något större, men fortfarande långt från den ursprungliga, och ur ett restaureringsperspektiv långt mindre än i stort sett alla andra fortfarande existerande, vilda stora däggdjur i Europa (Apollonio *et al.* 2010, Deinet *et al.* 2013, Chapron *et al.* 2015). Plumb *et al.* (2020) bedömer att endast åtta av sammanlagt 47 frilevande populationer befinner sig över minsta, livskraftiga populationsstorlek (eng. *minimum viable population size*). Internationella naturvårdsunionen (IUCN) listar visenten som Nära hotad (eng. *Near Threatened*) efter en uppgradering från Sårbar (eng. *Vulnerable*) år 2020 tack vare omfattande bevarandeinsatser och återintroduktioner (Plumb *et al.* 2020). De historiska hoten mot visenten är framförallt jakt och/eller illegal jakt, habitatförlust och fragmentering, konkurrens med tamboskap, sjukdomar samt låg genetisk variation på grund av den extrema flaskhalsen (Perzanowski *et al.* 2012, Balčiauskas and Kazlauskas 2014). Det finns fortfarande ekologiska, sociologiska, veterinärmedicinska och genetiska utmaningar för långsiktigt hållbar existens av vilda visenter (IUCN, 2022).

5. Biologi

Anatomi och fysiologi

Visenten är, sedan uroxen dog ut (den sista uroxen sköts 1627 i Polen), Europas största landlevande djur. En vuxen visent kan bli upp mot tre meter lång, huvudet inkluderat, med en mankhöjd upp mot 1,9 meter (Kraśńska & Kraśński 2007; Fig 3.11-12, s. 40), svansen kan bli över en halvmeter (Nowak 1999). Arten uppvisar en stark könsdimorfi där tjurarna är ungefär 50% tyngre än korna. En vuxen, vild visenttjur (sex år eller äldre) kan väga mellan 436 kg och 840 kg (i genomsnitt 634 kg) medan visentkor i samma åldersgrupp väger 340 – 540 kg (genomsnitt 424 kg). Tjurarnas längd från nosspets till svansrot varierar mellan 245 - 300 cm (medel 257 cm) mot kornas 217 - 270 cm (medel 236). Tjurarna är också högre än korna med en mankhöjd som varierar mellan 158 - 188 cm (medel 172 cm) i jämförelse med kornas 134 - 167 cm (medel 152 cm). Visenter i fångenskap kan väga något mer, tjurar över 900 kg och kor över 600 kg (Kraśńska & Kraśński 2007; Table 3.1, s 38). Tjurkalvar väger i genomsnitt 28 kg när de föds och kvigkalvar 24 kg. Livslängden för vilda visenter är upp till 25 år för kor och 20 år för tjurar.

Både tjurar och kor är hornförsedda, men såväl hornen som avståndet mellan dem (skallbredden) är mindre och smalare hos korna. Hornen är korta, uppåtböjda och skarpa. Visenten har en brun till mörkbrun päls som är raggig (särskilt på vintern) på huvud och framkropp och något kortare (och mörkare) på ben och bakkropp. Skillnaden i pälslängd förstärker intrycket av ett mycket kraftigt och något framtungt djur, i synnerhet vuxna tjurar. Rakt bakifrån, och till viss del framifrån, ter sig visenter tämligen smala, även om en skallbredden på en mogen tjur kan uppnå strax över 30 cm (Szara *et al.* 2023). Den synnerligen imponerande profilen blir mycket tydlig när framförallt äldre tjurar visar upp breddsidan (något de gärna gör).

Visentens tanduppsättning som vuxen består av fyra typer: sex stycken framtänder, två hörntänder, 12 premolarer och 12 molarer. De två senare tandtyperna är vad vi i dagligt tal kallar kindtänder eller tuggtänder. I överkäken saknas vanligen både framtänder och hörntänder. Framtänderna och de undre hörntänderna är nästan spadformiga, med skarpt skärande egg, och används tillsammans med överkäkens broskartade valk för att klippa eller riva av de växter som betas. Kindtänderna är sammansatta eller streckteknade och har emaljveck och cement på tuggytan. När djuren tuggar förs underkäken växelvis åt båda sidorna, vilket möjliggörs genom att käkledernas ledknappar är flata. Visenten är en gräsätande idisslare (ruminant) som först river av en tuva gräs, örter eller kvistar med tunga och framtänder, varefter födan processas kort mellan malande kindtänder och därefter successivt förs genom fyra olika avdelningar av magen (våm, nätmage, bladmage och löpmage), där de tre första egentligen är olika utvidgade och specialiserade delar av matstrupen. Den mikrobiotiska nedbrytningen av födan börjar i våmmen och nätmagen, varefter den stöts upp och tuggas om för att därefter sväljas igen för att hamna i bladmagen och därefter slutligen i den riktiga magen, löpmagen, där den huvudsakliga näringsupptagningen sker. Vuxna tjurar har uppskattats konsumera upp mot 50 kg föda per dygn under sommaren (Pucek *et al.* 2004). Även övriga tarmkanalen, inklusive blindtarmen, är mycket stor. Avföringen som kommer ut kan variera i konsistens men påminner mest om en komocka.

Födoval

Visenten klassificeras som en så kallad ”intermediär” växtätare med ett blandat födointag, på gränsen till att klassas som en ren gräsätare i Hofmans (1989) schema över de stora växtätarnas morfologiska och

fysiologiska anpassningar till olika födoslag. Detta innebär att den i viss utsträckning kan betraktas som en opportunist, med möjlighet att överleva på en mängd olika födoväxter och från en ren gräsdiet till en diet med ett stort inslag av kvistar, knoppar, bark, mark- och bärris samt örter, om de finns i tillräcklig mängd. Visenten som ren gräsätare står i viss utsträckning i konflikt med att arten traditionellt betraktats som en ren skogslevande art och därför ansågs beta huvudsakligen kvistföda. Detta beror sannolikt på att en av dess sista förekomst var i de djupa och vidsträckta skogarna mellan Polen och Belarus, där rena gräsmarker är små. Ett pågående forskningsprojekt försöker reda mer klarhet i detta genom att undersöka såväl hur diversifierat födointaget egentligen var, i förhistorisk tid, genom så kallade isotopanalyser av arkeologiska fynd, liksom genom att undersöka mikroskopiska slitagemönster hos bevarade prehistoriska visentänder (R Kowalczyk muntligen). Med dessa analysmetoder har man kunnat visa att den förhistoriska nordamerikanska bison (*Bison bison*) hade en mer blandad diet av örter, kvistar och gräs än dagens återetablerade populationer, som är mer utpräglade gräsätare (Rivals *et al.* 2007). En viktig orsak till detta är att i förhistorisk tid fanns det nordamerikansk bison i mer diversa miljöer än vad dagens bison tillåts etablera sig i.

Med ett födointag på uppemot 50 kg/dygn är visenten förstås ett djur med mycket stor påverkan på sin omgivning. Även om gräs och örter är föredraget har visenten inga problem att äta bark, knopp och kvist, även av arter som betecknas som osmakliga normalt. Barkkonsumtion sker året om men verkar snabbt öka vid låga temperaturer (M Niklasson pers obs, Karcov 1903, Krasínska & Krasínski 2007). Litteraturen vill hänföra visenten till en gräsmark-lövskogsart, baserat mycket på födovalsstudier i Białowieżaskogen som består av mycket lövskog och örter. En förkärlek för typiska hyggesarter (ex piprör, *Calamagrostis arundinacea*, ett vanlig sydsvenskt hyggesgräs) och stor förmåga att äta björnbär och ljung visar att visenten är anpassningsbar (se nedan, Karcov 1903, Krasínska och Krasínski 2007). Mycket talar för att tidiga successioner i sydsvenska förhållanden, typisk hyggesvegetation, med gräs, hallon, mjölke, ungt sly är gynnsamma biotoper för visenten.

Studier av visentens födoval under icke vinterutfodring är näst intill obefintliga. I Krasínska & Krasínski (2007) hänvisas till några ryska studier från Kaukasus. Vid lägre snödjup och tidigt på säsongen verkar björnbär vara en viktig resurs, medan senare på säsongen och vid större snödjup är bark från många arter träd väldigt viktig (s. 154 i Krasínska & Krasínski 2007). Björnbär är visserligen svårt taggig, men de unga mjuka skotten är mycket prefererade i många vilthägn och i betesmarker (M Niklasson, opublicerade observationer) med mycket högt näringsvärde. Karcov (1903, polska) beskrivning av visenten och dess födoval i en omfattande monografi om Białowieżaskogen, dess djur samt jakt- och jaktförvaltning överensstämmer väl med senare vetenskapliga undersökningar. Visenten föder sig mestadels på gräs om sommaren. När hösten inträder äter visenten mer och mer unga skott av lövträd och buskar, löv av ask och asp. Bland de mest eftertraktade löven är misteln, som ofta blåser ner på marken. Ljung och unga skott av blåbärsris beskrivs som viktig vinterföda, även epifytiska mossor på trädstammar betas/slickas. Det bör nämnas att fortfarande på 1800-talet var skogseld någorlunda vanligt i Białowieżaskogens barrdominerade delar (Zin *et al.* 2022), och precis som i övriga Europa med stora ljungarealer, var återkommande brand en viktig komponent i att öka näringsvärdet i ljuven för betesdjur.

Visentens betspåverkan på vedartade växter är uppenbar i en studie från Kowalczyk *et al.* (2021) där man med kameradokumentation i kombination med upprepade vegetationsinventeringar kunde fastställa att gamla och med sly igenväxande gräsmarker effektivt hölls öppna som gräsmark om visenterna tilläts beta där tillräckligt länge. Sådana gräsmarker som besöktes frekvent av visent hade åtta gånger färre slyskott än de gräsmarker som aldrig eller mer sällan betades, till skillnad från vad de i samma område

förekommande älg, kronhjort och rådjur kunde klara avv. Det främsta skälet till denna skillnad i betestryck beskrevs i studien sannolikt bero på att visenterna spenderade längre tid (3,5 ggr mer) i dessa små öppningar i skogen, än de övriga stora växtätarna (när de väl var där).

Habitatval

Senare års habitatvalsanalyser, baserade på GPS-märkta djur i Białowieża visar att öppna gräsmarker är starkt föredragna, vilket indikerar att gräs och örter är viktiga födokällor (Letho 2015). Detta står dock i viss kontrast till Jędrzejewska & Wójcik (2004) som med hjälp av VHF-märkta djur påvisade ett habitatval som var mer riktat mot ren skogsmark. Två huvudsakliga faktorer förklarar omvärderingen av den tidigare forskningen: Dels har Białowieża-populationen vuxit, spridits och successivt hittat nya, tidigare outnyttjade habitat även i parkens utkanter och som inte ingick i den gamla VHF-studien, och dels var den tidens kartunderlag och positioneringsmetod med hjälp av VHF-sändare så grov att utnyttjandet av de små fragment av gräsmarker som trots allt existerar i skogen avsevärt underskattades (R Kowalczyk muntligen).

Enligt en habitatvalsstudie av visenter i Karpaterna, baserad på sex sändarmärkta visenter (en ko och fem tjurar), samt ett flertal omärkta visenthjordars vistelseområden (baserat på observationer och spårning) föredrog djuren ett skogsmosaiklandskap (förklarade 42% av variationen), där skogstyp tycktes ha mindre betydelse, från ren barrskog till lövskog (Kummerle *et al.* 2010). De viktigaste faktorerna var förekomsten av öppningar med gräsmarker i skogen, mängden av kantzoner och avstånd till skog (vilket förklarade 18% av variationen) och till bebyggelse (förklarade 30% av variationen). Om det förekommer gräsmarker i området föredrogs aktivt skötta gräsmarker framför trädor. Visenten tycks alltså vara flexibel i sitt habitatval så länge det finns en blandning av öppen och sluten skog, och tillräckligt med mat.

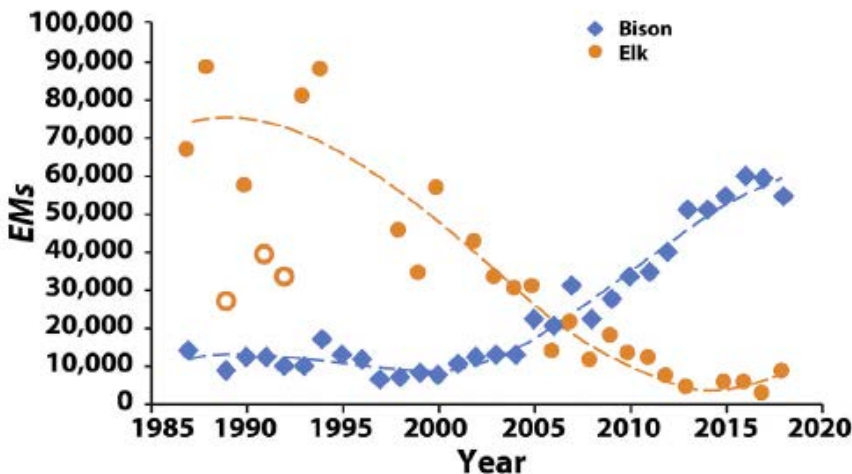
Interaktioner med andra arter

Fyra olika typer av uppenbara interaktioner med andra stora däggdjur som kan tänkas vara av betydelse i ett svenskt ekosystem är; (1) ren födokonkurrens, (2) interferenskonkurrens, (2) skenbar konkurrens samt slutligen (3) som bytesdjur. I vilken grad en eller flera av dessa interaktioner kan få betydelse i Sverige är av naturliga skäl okänt.

- *Födokonkurrens*: Se delar om födoval ovan och nedan. Man kan anta att konkurrensen är mindre om sommaren, jämfört med vintern eftersom visenten av allt att döma är mer inriktad på gräs under vegetationsperioden (Nichols *et al.* 2016). På vintern är det troligt att födokonkurrensen ökar gentemot befintliga kvist- och knoppbetare (älg, rådjur) eftersom gräsbetet minskar.
- *Interferenskonkurrens*: Visenter är stora och kan fysiskt skada och döda andra större däggdjur, något som även är dokumenterat i djurparker. I det vilda är det ovanligt med dödliga interaktioner mellan olika växtätare. I Białowieża håller sig i allmänhet de andra större växtätarna, som exempelvis kronhjortar, undan från visenterna, och endast vildsvin har dödat någon gång enligt vad som är känt (R Kowalczyk muntligen). I samband med utfodring håller sig de andra växtätarna i utkanterna av foderplatserna och väntar på sin tur.
- *Skenbar konkurrens*: Det är tveksamt om detta kan få någon effekt då visent knappast kommer att vara så vanlig att den kan komma att få betydelse för varg, och verkar dessutom inte vara en prefererad födokälla för något större rovdjur (se nedan). En förutsättning för att skenbar konkurrens skall uppstå

är att det bytesdjur som undslipper den huvudsakliga predationen, trots allt finns tillgänglig i sådan mängd att den kan "försörja" exempelvis en vargflock.

- *Predation:* I Białowieża finns det vargar men få dokumenterade exempel på att de, förutom någon enstaka kalv varje år, dödar visenter i någon större omfattning (R Kowalczyk muntligen). Det första kända moderna exemplet av vargpredation inträffade 2002 då en äldre ko dödades (Kraśńska & Kraśński 2007). Historiskt verkar dock vargpredation förekommit. Samojlik *et al.* (2019) anger att upp till åtta visenter årligen dödades under 1800-talet av varg. Detta bör dock ses i perspektivet av att idag finns såväl älg men framförallt goda stammar av kronhjort och vildsvin som alternativa (och enklare) bytesdjur. På samma sätt tycks amerikansk bison i Yellowstone kunna klara sig väl i samexistens med varg (se Figur 2). Såväl bisonpopulationen som vargpopulationen har ökat sedan vargen återintroducerades 1995, men även i Yellowstone tycks den nordamerikanska kronhjorten (elk) vara det huvudsakliga bytet för varg (Smith *et al.* 2003). Även björnpredation på visent finns dokumenterat (Kraśńska & Kraśński 2007, Jankowski *et al.* 2019) men är inte särskilt vanligt.



Figur 2. Beskriver utvecklingen av det relativa betetrycket från kronhjort och visent (från Beschta et al. 2020). Varg introducerades 1996.

Beteende, social struktur och rörelseområden

Visenter lever under största delen av året i delvis könssegregerade grupper. Med det menas att åtminstone kor, årskalvar och yngre handjur rör sig i grupper om 5 - 15 djur, medan de äldre tjurarna lever antingen ensamma eller möjligen i mindre grupper om 2 - 3 (4) djur, förutom under brunsten när de ansluter till kogrupperna. Vid låga tätheter är grupperna relativt stabila i sin sammansättning, medan vid högre tätheter som i Białowieża tycks gruppernas storlek och sammansättning variera under året. Varken tjur- eller kogrupper är territoriella utan deras rörelseområden (hemområden) överlappar såväl mellan som inom könen och det är inte ovanligt att djuren byter grupper under året.

Visenterna i Białowieża rör sig dock relativt begränsat under vintersäsongen (december till mars) men upp mot 25 km² (Lehto 2015). Vanligen aggregerar de i större grupper som håller sig till de utfodringsplatser som finns för att avstyra dem från att söka sig ut i det omgivande jordbrukslandskapet. Under den mildare

och snöfria delen av året är de desto mer rörliga. Under april splittras vintergrupperna upp i mindre grupper och rör sig då på områden upp mot 70 km² (Lehto 2015). Rent generellt är dock hemområdesstorlekarna relaterad till områdets bärförmåga (födottillgång), dvs ju mer mat desto mindre hemområden (R Kowalczyk muntligen) och populationstäthet, där hemområdena i allmänhet är mindre ju högre populationstätheten är.

Under kalvningen drar sig de dräktiga korna undan från de andra i gruppen men återkommer till gruppen med sin kalv redan efter några dagar. Kalven börjar beta mer reguljärt vid tre månaders ålder (Kraśnińska & Kraśniński 2007 p 108) men ses idissla redan vid 2-3 veckors ålder och betar mer från cirka sex veckors ålder, och blir sedan gradvis mer och mer oberoende kon (Daleszczyk 2005). Efter brunsten börjar visenterna i Białowieża aggregera i större grupper vid utfodringsstationerna igen, i regel utan större konflikter. De äldre tjurarna anländer vanligtvis sist, och kan under vintern röra sig mellan grupper och utfodringsstationer. Under dessa vandringar kan de även röra sig ut ur nationalparken, och därmed orsaka betesskador på omgivande åkrar och även vara aggressiva om de blir provocerade (Kraśniński & Kraśnińska 2007).

Visentens dygn är uppdelat i bete, vila och rörelse utspjutt över olika perioder, men med en utökad viloperiod under natten. På sommaren tillbringas ungefär två tredjedelar av tiden till att beta, en tredjedel till vila och idisslande och en mindre del (ca 10%) till rörelse eftersom de i regel inte behöver röra sig långa sträckor efter föda. På vintern är det nästan det omvända, dvs en tredjedel till bete och två tredjedelar till vila (Caboń-Raczyńska *et al.* 1987). Korna diar framförallt kalvarna under vilan.

Visenterna är, såsom många andra viltslag, mest aktiva i gryning och skymning. Faktorer såsom väder, insekter och människor påverkar. Vid temperaturer över 30°C avtar aktiviteten och betet begränsas till den svalare delen av dygnet (Rouys 2000). Vatten dricks från tillgängliga vattendrag, permanenta såväl som tillfälliga. Under vintern stampar de sönder isen till vattendrag och äter snö.

Uppgifter från tidigt 1800-tal beskriver att djuren aldrig lämnade Białowieżaskogen, men om de av någon anledning drevs ut ur skogen återvände de strax och troget till samma plats (i skogen) som de tvingats lämna (Bojanus 1827). Visenten betraktades historiskt därför som en mycket stationär art, så även under de första åren efter återetableringen. Man ska då komma ihåg att dessa uppgifter grundas på erfarenheter av mycket små populationer. Efter återetableringen på 1950-talet och i takt med att populationen växte började dock enstaka ensamma äldre tjurar (>5år) att lämna skogen för att gå ut och beta i omgivande jordbruksområden under kortare perioder och framförallt under vinterhalvåret (november-april). Oftast var dessa exkursioner endast någon enstaka kilometer. Beteendet kopplades till populationens storlek och snöförhållandena (Kraśniński och Kraśniński 2013). Djurindivider som inte använt sig av vinterutfodring har setts röra sig betydligt längre sträckor, 3-13 km dagligen, medan vinterutfodrade djur rör sig betydligt mindre, 2-3 km per dag (Rouys *et al.* 2001, Kraśnińska & Kraśniński 2007).

Det finns dock flera rapporter om långa vandringar av individer som flyttats (translokerats). Rekordet var en ensam fyraårig tjur som under några höstmånader 1981 vandrade iväg från sin utsläppsplats i sydöstra Polen för att till slut avlivas nära Warszawa, en sträcka på mer än 700 km. Flera liknande vandringar har dokumenterats men då har det rört sig om kortare sträckor där den mest anmärkningsvärda är en vandring på 300 km på 28 dagar. En känd tjur vid namn "Pulpit" som var med i den första utsättningsgruppen i Bieszczadybergen 1963 vandrade över 400 km under något års tid. Även om denna typ av observationer är mer anekdotiska och baseras på djur som flyttats, så pekar det på två saker av betydelse. Dels anger vandringssträckorna den rent biologiska potentialen hos denna art, dels är det inte oproblematiskt att flytta djur till nya miljöer och det är uppenbart att de inte alltid vill vara kvar där det är tänkt.

Rena årstidvandringar tycks dock förekomma, möjligen lite olika beroende på kön och ålder. I takt med att populationen blivit allt större började fler djur av båda könen i Białowieża allt mer systematiskt att vandra ut i omgivande jordbruksområden under vinterhalvåret. I mer moderna uppgifter från såväl olika polska populationer som från Belarus och Rumänien (Karpaterna) beskrivs kortare årstidsvandringar på några kilometer (sommar – vinter) mellan skog och jordbruksmark i Polen och Belarus eller mellan hög höjd och dalgångar i Karpaterna. I Belarus tycks tjurarna påbörja dessa vandringar redan i början av brunsten medan vandringarna i Kaukasus tycks vara kopplade till snödjup.

Ren naturlig spridning är mycket dåligt beskrivet. Ren utvandringspotential har uppskattats till ca 100 km (Bowman *et al.* 2002, Davoli 2023), en uppskattning som baserats enbart på visentens hemområdesstorlek i jämförelse med andra stora däggdjursarter som studerats mer i detalj. Rent generellt och baserat på kunskaper från andra arter med liknande sociala system och födoval, är det rimligt att det är främst yngre tjurar som kommer att göra längre vandringar, och möjligen slå sig ner i nya områden en tid, för att under brunsten återvända till ursprungspopulationen om inga nya artfränder hittas under vandringarna. Det bör därför förmodas att artens spridningstakt är mycket låg, då det är en grupplevande art som anpassats till att leva i ett relativt stabilt ekosystem, där spridning i ett evolutionärt perspektiv inte varit en särskilt gynnsam strategi.

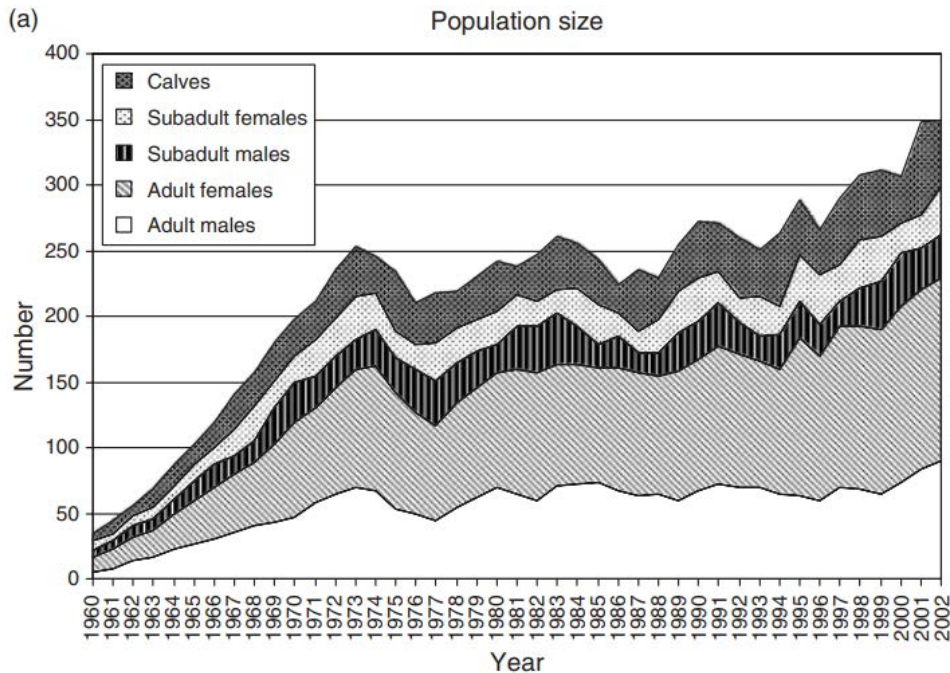
Klimat

Visenten har generellt god förmåga att klara av låga temperaturer och mycket snö. Enligt Kueimmerle *et al.* (2012) kan de hantera medeltemperaturer ner till -15°C under vintern. De klarar av att sparka fram bete även vid stora snödjup, även om vinterdieten normalt omfattar mer kvist och bark. Baserad på en analys av populationsutvecklingen i Białowieża framgår dock att vintrar med låga temperaturer och mycket snö har en tydlig negativ påverkan på populationens tillväxttakt, sannolikt kopplad till kalvarnas sämre överlevnad. Denna misstanke stärks ytterligare då det å andra sidan fanns ett starkt positivt samband mellan höga temperaturer i maj och rekrytering, dvs de år det var bra förhållanden under den period som kalvarna föds växte populationen (Mysterud 2006). Under sommaren kan de få problem vid långa värmeböljor med temperaturer över 30°C (van de Vlasakker 2014).

Reproduktion, tillväxttakt och parningssystem

Brunsten som börjar i augusti och pågår in i oktober (Kraśiński 1993). Det är huvudsakligen tjurar äldre än sex år som får para sig, även om de är könsmogna redan vid två års ålder. De yngre tjurarna motas aktivt bort och hindras av de äldre och betydligt större tjurarna från att betäcka brunstiga kor. Brunstiga kor bevakas därför nogsamt av de äldre tjurarna, som sinsemellan har en strikt hierarki, vilken avgörs genom slagsmål. Även korna är könsmogna vid två års ålder och föder sin första kalv som tidigast vid tre års ålder, tidigare i hägn, senare i det vilda. Dräktighetstiden är ca 264 dygn, eller knappt nio månader, vilket innebär att kalvarna vanligen föds under perioden maj-juli. Baserad på djurens livslängd, könsmognad och kalvningsfrekvens bör en visentpopulationens årliga tillväxttakt knappast överstiga 20%. Detta bekräftas också i Mysteruds (2006) studie av populationen i Białowieża som mellan åren 1960 och 1980 var under så kallad fri tillväxt, utan någon som helst beskattning, då de fann att den realiserade årliga tillväxten var 19% (se Figur 3). Därefter sjönk den dock kraftigt till endast 2%, eftersom populationen började beskattas. Över hela perioden 1981 - 2002, beskrevs dock tillväxttakten före beskattning variera

mellan 5 - 15%, beroende på om det var en hård vinter, eller varm vår. Intressant nog fann de även en tydlig positiv effekt av ollonår på populationens tillväxttakt. Effekten av ollonår på tillväxttakten var dock svagare än vinter- och våreffekten (Mysterud 2006).



Figur 3. Populationssammansättning och utveckling i Białowieża 1960-2002 (från Mysterud 2006).

Populationstäthet

En av de ytterst få källorna till visenttäthet har utarbetats för Białowieżaskogen av Samojlik *et al.* (2019) på basis av flera äldre källor. Białowieżaskogen är ungefär 1500 km² och visentpopulationen är rekonstruerad för perioden 1784 - 1919. Antalet visenter har fluktuerat mellan ungefär 500 - 1500 djur, motsvarande 0,3 - 1 djur per km² (100 hektar) och avskjutning har varierat mellan 0 - 2%. Vinterutfodring med hö har pågått under en stor del av undersökningsperioden. Älgen har aldrig varit vanlig i Białowieżaskogen, däremot är kronhjort och rådjur talrika. Eriksbergshägnat, som har en riklig vinterutfodring, har i storleksordningen 50 visenter på 900 hektar, dvs 5 - 10 gånger fler visenter än Samojlik *et al.* (2019) historiska siffror för Białowieża.

Avelsanläggningar och pedigree

Två europeiska organisationer bedriver parallellt registrering av individer av visent, baserat på djurhållare. *European Association for Zoos and Aquaria* (EAZA, <https://www.eaza.net>) har ett *Eaza Ex-situ Programme* (EEP) för visent i vilket det i april 2018 fanns 625 individer fördelat på 84 registrerade institutioner (<https://www.eaza.net/conservation/programmes/eep-pages/european-bison-eep/>). Denna djurparkspopulation brukar benämnas försäkringspopulation (eng. *insurance population*). Nuvarande

koordinator är Nadja Lane vid Jersey zoo. EEP populationen utgör dock endast en mindre del av visentens totala population.

Den andra organisationen är *European Bison Conservation Center* (EBCC, <https://ebcc.wisent.org>) som fortfarande har en ambition att hålla i en total registrering av visenter. I skrivande stund finns 10536 individer registrerade i *European Bison Pedigree Book* (Raczyński & Bołbot 2022). Denna bok ges ut årligen av Białowieża National Park, vilken också var med och koordinerade det första bevarandeprojektet 1923. Det finns dock idag flera populationer som inte längre går att kontrollera vad gäller såväl antal individer som populationernas status, exempelvis populationen i Bieszczady i Polen och flera populationer i Ryssland. Genom grenen *European Bison Advisory Center* (EBAC) bedriver EBCC avelsrådgivning. En viktig åtgärd är att få mer inblandning av tjurar med låg historisk representation. Det finns även en specialistgrupp under den internationella naturvårdsunionen, *International Union for Conservation of Nature* (IUCN); *Species Survival Commission Bison Specialist Group* (SSC BSG, https://www.iucn.org/sites/default/files/2023-09/2021-iucn-ssc-bison-sg-report_publication.pdf) som har ansvar för framförallt rådgivning för båda bisonarterna (europeisk och amerikans), men med betydligt mindre aktivitet än EBCC.

Genom såväl EAZA:s som EBCC:s verksamhet förmedlas visenter mellan djurparker och djurhållare i Europa och övriga världen, samt även för utsättning i det vilda i olika pågående projekt runt om i Europa. Det finns ofta ett överskott av individer, vilka inom djurparksvärlden hanteras som alla andra s k överskottsdjur. I första hand söks ny placering hos andra parker/hållare. I andra hand avlivas de och går då oftast till utfodring av rovdjur i djurparkerna.

Genetik

Visenten hör till familjen Bovidae (Mammalia), underfamiljen Bovinae inom ordningen Artiodactyla, dvs partåiga hovdjur (Wilson & Reeder 1993). Underfamiljen Bovinae omfattar de tre stammarna (eng. *tribes*) Boselaphini, Tragelaphini och Bovini, varav den sistnämnda delas ytterligare i boskaps-Bovini (eng. *cattle*), som omfattar släktena *Bos* och *Bison*, och buffel-Bovini (eng. *buffalo*), omfattande släktena *Bubalus* och *Syncerus*. Boselaphini omfattar släktena *Boselaphus* (ex. nilgau, *Boselaphus tragocamelus*) och *Tetracerus* (ex. fyrrhornsantilop, *Tetracerus quadricornis*) och Tragelaphini släktena *Tragelaphus* (ex. större kudu, *Tragelaphus strepsiceros*) and *Taurotragus* (ex. eland, *Taurotragus oryx*).

Enligt släkttred, fylogener, baserade på morfologi (Groves 1981) är de två, nu levande *Bison*-arterna amerikansk- och europeisk bison [visent] (*Bison bison* och *B. bonasus*) närmast släkt med yaken (*Bos grunniens*). Tidigare separerades dock arterna från Bos-släktet (Bohlsen 1958, 1961). Genetiska släkttred styrker en monofyletiskt boskaps-Bovini, men däremot verkar släktet *Bos* vara parafyletiskt med släktet *Bison* (Wall *et al.* 1992). Med de genetiska markörer som Wall *et al.* (1992) använde verkar alltså inte *Bison* vara tydligt separerat från *Bos* arterna *B. grunniens* (yak) och *B. taurus* (uroxe, dvs nötboskapens ursprung), medan *B. javanicus* (banteng) och *B. gaurus* (gaur) avgränsas på ett eget släkttred.

Ett släkttred baserat på maternellt nedärvt mitokondriellt DNA (mtDNA) separerar visenten från övriga Bovini-arter (*Bos javanicus*, *B. gaurus*, *B. taurus* och *B. grunniens*), men även amerikansk bison som hamnar på en släktgren där även *B. gaurus* och *B. javanicus* återfinns, dock med visent som närmaste släkting (Janeček *et al.* 1996). Enligt mtDNA separerades *Bison* och *Bos* för ungefär en miljon år sedan (Loftus *et al.* 1994). Den genetiska skillnaden mellan visent och amerikansk bison styrks i studier av så

kallade SNPs (eng. *Single Nucleotide Polymorphisms*) dvs skillnader i sammansättning på specifika positioner i genomet (Pertoldi *et al.* 2010).

På det hela taget verkar visenten i alla avseenden vara monofyletisk, dvs har ingen påvisad inblandning av genetiskt material från närbesläktade arter. Den restaurerade låglandsvisent-linjen är sammansatt av genpoolen från sju diploida genom, tre tjurar och fyra kor (Wójcik *et al.* 2009). Som nämnts tidigare består den frilevande och hägnade stammen av visenter om 10 536 individer (Raczyński & Bołbot 2022) av tolv diploida genom, varav ett från en sista tjur av kaukasisk visent, fyra tjurar och sju kor av låglandsvisent (Pucek *et al.* 2004). De två linjerna hålls separerade i avelsarbetet genom internationella överenskommelser. Av de ursprungliga fem paternella linjerna (dvs knutet till Y-kromosomen) finns dock endast tre kvar idag, varav två återfinns hos färre än hundra individer. I en studie av maternellt nedärvt mtDNA hos 87 individer upptäcktes endast tre olika linjer, haplotyper (Wójcik *et al.* 2009). Två av dessa haplotyper är relativt ovanliga, funna i endast fem respektive en individ i Wójcik *et al.* (2009) provmaterial. Machová *et al.* (2022) uppskattar att 9,11% av den genetiska variationen, trots ett omfattande avelsarbete, har gått förlorad sedan arten räddades och det är små skillnader mellan de två avelslinjerna (lågland och lågland/kaukasisk). Den återintroducerade populationen i polska delen av Białowieżaskogen visar en långsam ökning av den effektiva populationsstorleken (N_e) trots en snabb populationstillväxt (Tokarska *et al.* 2009).

Fylogenetiska studier av fossila fynd visar att vissa *Bison*-individer från Pleistocen (2580-12 kYBP) står systematiskt närmare stäppvisent och uroxe än nuvarande visenter, vilket har lett till en diskussion om att visenten skulle vara en så kalla hybridart som bär på uppåt 10% genomiskt DNA av uroxe-ursprung (Soubrier *et al.* 2016). Mot bakgrund av att visenter kan korsas med såväl tamboskap som med amerikansk bison är det rimligt att det åtminstone förekommit kontinuerligt interspecifikt genflöde mellan förhistoriska *Bison*-arter och andra oxdjur (som *Bos* och *Poephagus*). Det finns dessutom en ofullständig separation av olika linjer av maternellt nedärvt mitokondriellt DNA inom släktena *Bison*, *Bos* och *Poephagus* vilket kan ha uppkommit endera innan eller efter artbildningen (Massilani *et al.* 2016, Grange *et al.* 2018). Detta fylogenetiska mönster är inte unikt för oxdjuren, utan har även beskrivits hos exempelvis harar, släktet *Lepus* (Thulin *et al.* 1997).

Inavel

Genom sin begränsade genpool och utbredning är så kallad genetisk drift och inavelsdepression de största genetiska riskerna för visenten (Tiedemann *et al.* 1998, Gill 2002, Gralak *et al.* 2004), dvs slumpmässig förlust av genetisk variation inducerad i små populationer (drift), och uttryck av letalalleler i homozygot form i små, inavlade populationer (inavelsdepression). Ur ett genetiskt perspektiv är en stor men delvis fragmenterad utbredning i kombination med strategiska, släktträdbaserade avelsprogram bland hägnade populationer att rekommendera. Det senare syftar framförallt till att bevara så mycket som möjligt av den återstående genetiska variationen, det förra till att sprida risker med sjukdomar och slumpmässiga och svåröverblickade omvärldsfaktorer.

Inavelsproblematiken, beskriven från flera studier, drabbar framförallt låglandslinjen. Bisontjurar, i synnerhet av låglandslinjen, drabbas ofta av balanit (balanoposthitis), en sjukdom som påverkar reproduktionen (Wolf *et al.* 2000). Krzysiak *et al.* (2014) påvisar sjukdomen hos 47,1% (66/140) av de undersökta tjurarna i polska delen av Białowieżaskogen, där det endast finns låglandsvisenter. Balanit hos visenter orsakas av bakterier och är alltså vanligt trots att den bekämpats sedan 1980 med selektiv jakt på

drabbade individer (Krzysiak *et al.* 2014). Även i de fall menliga effekter av inavel inte kan påvisas, anses bristen på genetisk variation anses hot möjligheterna till framtida anpassning till en föränderlig miljö (Tokarska *et al.* 2009).

Ett enkelt men kontroversiellt sätt att motverka inavel vore att korsa in amerikansk bison. Detta har gjorts i de vilda visentpopulationerna i ryska Kaukasus. Krasínska & Krasínski (2007) såväl som EAZA och EBCC är dock mycket noga med att detta ska undvikas, och att de ryska hybridpopulationerna inte ska korsas in i någon av de europeiska linjerna. Utifrån ett ekosystem-perspektiv kan det dock argumenteras att en visent-linje med inkorsad amerikansk bison torde fungera lika bra, eller till och med bättre (mot bakgrund av mindre inavelsproblematik) än någon av de nuvarande linjerna.

6. Juridik

Vid förflyttning av arter är det viktigt att tidigt tänka på juridiska aspekter. Lagen kan påbjuda eller uppmuntra återintroduktioner men också uppställa hinder eller villkor för det (Trouwborst *et al.* 2022, s. 77). Detta gäller inte minst vid återintroduktion av visenter. Vilda visenter är strikt skyddade enligt EU:s art- och habitatdirektiv (92/43/EEG) och enligt artskyddsförordningen (2007:845). Som vilt däggdjur regleras visenter också av jaktlagen (1987:259) och för att sätta ut visenter i det vilda krävs vissa tillstånd. Visenter som hålls av människan eller används i djurförsök omfattas också av djurskyddslagen (2018:1192). Visenter är stora djur som kan orsaka skador på grödor, skog, i trafik och eventuellt även på människor, vilket gör att frågor om ersättning för skador kan uppkomma.

Detta kapitel inleds med frågan om Sverige är skyldigt att återinföra visenter. Därefter utreds vad som krävs för att beviljas undantag från utsättningsförbudet. I ett underkapitel presenteras artskydds- och områdesskyddsregler, följt av ett underkapitel om djurskyddsregler. Regler om ersättning och skadestånd för skador orsakade av visent presenteras kortfattat. Avslutningsvis listas några ytterligare juridiska frågor som inte utreds närmare.

ÅTERINTRODUKTIONER

Internationella konventioner, EU-rätt eller nationella lagar skulle kunna påbjuda återinförel av arter som någon gång har funnits i Sverige. Både konventionen om biologisk mångfald (SÖ 1993:77) och Bernkonventionen (SÖ 1983:30) nämner återintroduktioner som ett verktyg för bevarande av natur, men saknar uttryckliga regler om att det måste ske.

Art- och habitatdirektivet är ett av EU:s naturvårdsdirektiv. Syftet med art- och habitatdirektivet är att bidra till att säkerställa den biologiska mångfalden genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Enligt artikel 22 a) i art- och habitatdirektivet ska medlemsstaterna *“undersöka om det är önskvärt att återinföra arter i bilaga 4 som är inhemska på deras territorium i fall då detta skulle kunna bidra till bevarandet av dessa arter, förutsatt att det vid en undersökning, som också beaktar erfarenheter som gjorts i andra medlemsstater eller någon annanstans, har fastställts att ett sådant återinförande på ett effektivt sätt skulle bidra till att återställa en gynnsam bevarandestatus hos dessa arter samt att återinförandet skall äga rum först efter samråd med den berörda allmänheten”*.

Sverige kan alltså vara skyldigt att undersöka om visenter, som förekommer i bilaga 4, bör återinföras. Förutsättningar för undersökningsskyldighet är dock att arten anses vara inhemsk i medlemsstaten och att återinförel skulle bidra till bevarandet av arten. Om visenten är inhemsk i Sverige är inte rättsligt klarlagt. Artikeln föreskriver ingen skyldighet att faktiskt återinföra arten. Om det sker, behöver samråd först ske med allmänheten.

I skrivande stund pågår en process för att anta en ny förordning om naturrestaurering i EU. Det är ännu inte helt säkert om förordningen kommer att antas eller hur den skulle utformas. Syftet med förordningen skulle vara att bidra till biologisk mångfald och resilienta ekosystem genom att restaurera, eller återställa, ekosystem. Förordningen skulle innebära skyldigheter för medlemsstaterna gällande restaurering, men återinförel av arter regleras inte specifikt.

Utsättning av vilt

Att släppa ut vilt, det vill säga däggdjur och fåglar, i naturen är förbjudet. Naturvårdsverket har dock möjlighet att besluta om undantag från förbudet (41 § jaktförordningen). För raphöna, gräsand och fasan har Naturvårdsverket beslutat om ett generellt undantag (6 § Naturvårdsverkets föreskrifter och Allmänna råd om vilthägn och inhägnader för handelsträdgårdar m.m. för att förebygga skador av hare (NFS 2002:20)). För utsättning av övriga viltarter fattar Naturvårdsverket beslut i det enskilda fallet.

Det framgår inte i författningstext utifrån vilka kriterier Naturvårdsverket ska besluta om undantag från utsättningsförbudet. Enligt 4 § jaktlagen ska viltet vårdas ”i syfte att bevara de viltarter som tillhör landets viltbestånd [...] och främja en med hänsyn till allmänna och enskilda intressen lämplig utveckling av viltstammarna” och utplantering av vilt kan vara en sådan åtgärd som sker i viltvårdande syfte (prop. 1986/87:58 s. 68). I förarbetena till jaktlagen står vidare att det finns anledning att vara mycket restriktivt gällande införsel av främmande viltarter i landet, då sådana kan skada inhemskt växt- och djurliv genom sitt sätt att hitta föda eller genom spridande av sjukdomar. Lagstiftaren manar också till försiktighet gällande utplantering i nya områden av arter som redan finns i landet (prop. 1986/87:58 s. 28). Det är värt att notera att jaktlagen och dess förarbeten tillkom efter Bernkonventionen men före konventionen om biologisk mångfald och art- och habitatdirektivet. Nya skyldigheter att skydda arter har därför tillkommit sedan de skrevs.

Naturvårdsverkets beslut om utsättningar kan överklagas till förvaltningsrätt och därefter vidare efter prövningstillstånd (58 § jaktförordningen). Det verkar saknas praxis från högre instanser om utsättningar, men avgöranden finns från förvaltningsrätt (se ex Förvaltningsrätten i Stockholm mål 15623-12, 11798-13 och 20471-22).

Naturvårdsverket har tagit fram riktlinjer om utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen (fördjupning i kapitel 10). Riktlinjerna är inte rättsligt bindande. De bygger på IUCN:s riktlinjer för återintroduktion (IUCN/SSC 2013). Enligt Naturvårdsverkets riktlinjer bör utsättningsinsatser ha som huvudsyfte att återetablera eller skapa en livskraftig, reproducerande population i naturen av en art som minskat starkt, försvunnit eller utrotats i vilt tillstånd. Utsättningen bör ske i artens naturliga livsmiljö och kända utbredningsområde och genomföras på sådant sätt att populationen kräver minsta möjliga förvaltning på lång sikt (Naturvårdsverket 2008 s. 1).

Naturvårdsverket har under senare år beslutat om undantag för utsättning av åtminstone fjällgås, stork, berguv och vitryggig hackspett (se ex Naturvårdsverket 2021, 2022, 2023). I sina beslut hänvisar Naturvårdsverket till att en samlad bedömning görs utifrån

- om utsättningen är en åtgärd med viltvårdande syfte,
- om arten förekommer eller har förekommit naturligt inom aktuellt område tidigare,
- utsikten för arten/individerna att klara sig i det vilda,
- möjligheten för arten att inom rimlig tid återetablera sig i området,
- om orsaken till artens försvinnande eller minskning är känd och i sådana fall åtgärdad, samt
- om det finns ett nationellt åtgärdsprogram för arten, där utsättning pekats ut som en åtgärd.

För visenter saknas ett nationellt åtgärdsprogram. Övriga kriterier bör anses uppfyllda vid en utsättning av visenter, med eventuellt undantag för det första. En utsättning av visenter skulle kunna anses ha

”viltvårdande syfte” beroende på vad som läggs i begreppet viltvård. Det är värt att påminna om att 4 § jaktlagen hänvisar både till allmänna och enskilda intressen. Vid utsättning av visenter skulle Naturvårdsverket väga olika intressen mot varandra, inklusive det allmänna intresset att bevara av arter mot det enskilda intresset att undvika viltbetesskador.

Naturvårdsverket reviderar för närvarande sina riktlinjer om utsättning av arter (Sveriges riksdag s. 8, med hänvisning till personlig kommunikation med handläggare på Naturvårdsverket). Myndighetens kriterier kan därför komma att förtydligas eller ändras, vilket kan få betydelse för om undantag skulle beviljas för utsättning av visenter.

ART- OCH DJURSKYDD

Art- och habitatdirektivet

Art- och habitatdirektivet är, som nämnt, ett av EU:s naturvårdsdirektiv och syftar till att bidra till att säkerställa biologisk mångfald genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Art- och habitatdirektivet innebär regler om dels skydd av arter, dels skydd av områden inom Natura 2000-nätverket. För visenter blir båda delarna aktuella.

Visenter finns listade i bilaga 4 till art- och habitatdirektivet. Det innebär att direktivets artikel 12 är tillämplig, som stadgar att medlemsstaterna ska *“vidta nödvändiga åtgärder för införande av ett strikt skyddssystem i det naturliga utbredningsområdet för de djurarter som finns förtecknade i bilaga 4 a, med förbud mot*

- a) att avsiktligt fånga eller döda exemplar av dessa arter i naturen, oavsett hur detta görs,*
- b) att avsiktligt störa dessa arter, särskilt under deras parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttnings-perioder,*
- c) att avsiktligt förstöra eller samla in ägg i naturen,*
- d) att skada eller förstöra parningsplatser eller rastplatser.”*

Visenter omfattas alltså av ett strikt skyddssystem som innebär att förbud gäller mot fångst, dödande, störning samt skada och förstörelse av parnings- eller rastplatser. Dispens kan i vissa medges under förutsättningar som beskrivs nedan.

Skyddssystemet gäller inom artens naturliga utbredningsområde. Vad som är det naturliga utbredningsområdet definieras inte i direktivet. I en dom från EU-domstolen förtydligas att skyddet gäller inom det geografiska område där den aktuella djurarten finns eller vistas inom ramen för sitt naturliga beteende. Skyddet gäller därför också i områden nära eller skapade av människor (ECLI:EU:C:2020:458 p. 38–43). EU-kommissionen har i sin vägledning till artikel 12, som dock inte är rättsligt bindande, skrivit att *“naturligt utbredningsområde”* är ett dynamiskt begrepp som inte bara täcker det geografiska område där arten finns just då utan kan utökas eller minska. När en art har återintroducerats i sitt tidigare naturliga utbredningsområde, i enlighet med reglerna i artikel 22 i art- och habitatdirektivet, måste detta territorium anses som en del av det naturliga utbredningsområdet (EU-kommissionen, s. 7). Visenter har funnits i Sverige och alltså tidigare haft det som sitt naturliga utbredningsområde. Alltså borde visenter som återinförs i enlighet med artikel 22 vara inom sitt naturliga utbredningsområde.

Som nämnt syftar art- och habitatdirektivet till att skydda vilda djur. Flera av förbuden i artikel 12 (se ovan) gäller endast åtgärder som vidtas *“i naturen”*. Direktivet ger dock inte någon definition av vad ett

vilt djur eller ”i naturen” är. I den ovan nämnda domen står att det strikta skyddet gäller ”*samtliga exemplar av skyddade djurarter som lever i naturen eller i vilt tillstånd och som därmed fyller en funktion i naturliga ekosystem*”. Skyddet ska dock ”*inte nödvändigtvis gälla sådana exemplar som i laga ordning hålls i fångenskap*” (ECLI:EU:C:2020:458 p. 44). Det är därför fortsatt delvis oklart vilka djur som är ”*vilda*” och ”*i naturen*” i artskyddsrettslig mening. Om visenter släpps ut i hägn blir det av relevans om de anses vara ”*i naturen*” eller ”*i fångenskap*”. De definitioner som görs mellan ”*viltlevande*” och ”*hållna*” djur i svensk djurskyddslagstiftning (se nedan) kan förmodligen tillämpas i väntan på förtydligande praxis från EU-domstolen.

Flera åtgärder som kan bli aktuella vid eller efter en återintroduktion av visenter omfattas av förbuden i art- och habitatdirektivet (se ovan). Exempelvis skulle förbudet mot fångst bli aktuellt om vilda visenter fångas för att sättas ut på annan plats. Likaså träder förbudet mot dödande in vid avlivning. Förbudet mot störning kan bli aktuellt vid vetenskapliga studier på djuren, till exempel om visenterna sövs för att byta batterier i no fence-halsband. Förbudet mot förstörelse av parningsplatser skulle kanske kunna bli aktuellt vid till exempel skogsbruksåtgärder.

I Sverige är art- och habitatdirektivets skydd för visenter implementerat i artskyddsförordningen och jaktlagstiftningen. I 4 a § artskyddsförordningen införlivas förbuden från artikel 12 utan större språkliga förändringar. Jakt på däggdjur regleras dock inte i artskyddsförordningen utan i jaktlagen. Enligt jaktlagen är allt vilt, det vill säga däggdjur och fåglar, fredat. Vilt får endast jagas om det följer av jaktlagen, jaktförordningen, jaktföreskrifter eller av särskilda beslut (3 § jaktlagen). Visenter nämns inte särskilt i jaktlagstiftningen.

Dispens enligt art- och habitatdirektivet

Visenter omfattas alltså av ett strikt skydd och flera åtgärder mot vilda visenter är förbjudna. Det finns dock möjlighet att göra undantag från förbuden enligt möjligheter som regleras i artikel 16 art- och habitatdirektivet:

Förutsatt att det inte finns någon annan lämplig lösning och att undantaget inte försvårar upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus hos bestånden av de berörda arterna i deras naturliga utbredningsområde, får medlemsstaterna göra undantag från [artikel 12] av följande anledningar:

- a) För att skydda vilda djur och växter och bevara livsmiljöer.*
- b) För att undvika allvarlig skada, särskilt på gröda, boskap, skog, fiske, vatten och andra typer av egendom.*
- c) Av hänsyn till allmän hälsa och säkerhet, eller av andra tvingande orsaker som har ett allt överskuggande allmänintresse, inbegripet orsaker av social eller ekonomisk karaktär och betydelsefulla positiva konsekvenser för miljön.*
- d) För forsknings- och utbildningsändamål, för återinplantering och återinförsel av dessa arter och för den uppfödning som krävs för detta, inbegripet artificiell förökning av växter.*
- e) För att under strängt kontrollerade förhållanden selektivt och i begränsad omfattning tillåta insamling och förvaring av vissa exemplar av de arter som finns förtecknade i bilaga 4 i en begränsad mängd som fastställs av de behöriga nationella myndigheterna.*

Artikeln om när dispenser får beviljas har införlivats i 14 § artskyddsförordningen och, i fråga om jakt, i olika delar av jaktförordningen.

I en dispensprövning prövas först punkt 3, att dispensen måste *behövas* för något av de angivna ändamålen. Vad som menas med de olika ändamålen har uttolkats i praxis från EU-domstolen och tolkats av EU-kommissionen. Punkten a), att skydda vilda djur eller växter, används när *andra* hotade arter behöver skyddas, till exempel när ett bytesdjur är lokalt hotat av ett rovdjur (EU-kommissionen s. 52). Så länge inte visenterna skulle spridas till ett område med flora och fauna som är sårbar för påverkan från visenter, skulle detta ändamål förmodligen inte vara tillämpligt. Punkten b) handlar om skada på ekonomiska aktiviteter. Skadan måste vara allvarlig. Det går att tänka sig att detta tillämpas för åtgärder mot en enskild visentindivid som tagit för vana att trampa ner grödor, förutsatt att skadan är allvarlig. I första hand ska dock alternativa möjligheter användas, som stängsling. Punkten lär också kunna tillämpas om visenter bär smittor som kan sprida sig till boskap.

Punkten c) handlar om tvingande skäl av överskuggande allmänintresse. Enligt EU-kommissionen skulle folkhälsa, miljöskydd och berättigade målsättningar för den ekonomiska eller sociala politiken kunna vara sådana tvingande hänsyn (EU-kommissionen s. 56).

Punkten d) handlar först om dispens för forsknings- och utbildningsändamål. EU-kommissionen exemplifierar ändamålet med märkning av individer, till exempel genom radiohalsband, av en art för att förstå deras beteende. För att dispens ska kunna ges behöver syftet med forskningen överskugga intresset att strikt skydda arten (EU-kommissionen s. 57). Punkten d) handlar vidare uttryckligen om återinförelse. Punkten är förmodligen mest relevanta för åtgärder som sker *före* utsättning – EU-kommissionen exemplifierar med insamling av ägg, fångst och uppfödning i fångenskap och flyttning. EU-kommissionen rekommenderar också att använda IUCN:s *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations* (EU-kommissionen s. 57 f.).

Den sista punkten, punkt e), sticker ut i listan genom att inte ange vilket ändamål som åtgärden måste ha. Insamlingen av arten i begränsad mängd måste dock ha ett tydligt definierat ändamål som är i linje med art- och habitatdirektivets syfte. Det får inte vara något av de ändamål som anges tidigare i listan (EU-kommissionen s. 58 f.).

Nästa förutsättning är att det inte finns någon annan lämplig lösning än att ge dispens från förbuden. Ett exempel är att döda ett djur för att utföra forskning på det. Punkten d) kan då vara uppfylld, men för att få dispens behöver den som ansöker också visa att de alternativ som finns till dödande inte vore lämpliga (jfr EU-kommissionen s. 57 och 63 ff.).

En sista förutsättning är att dispensen inte får försvåra upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus hos artens bestånd i dess naturliga utbredningsområde. Bevarandestatus är summan av de faktorer som påverkar den berörda arten och som på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och mängden hos dess populationer inom dess europeiska territorium. Bevarandestatusen är ”gynnsam” när

- *uppgifter om den berörda artens populationsutveckling visar att arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö, och*
- *artens naturliga utbredningsområde varken minskar eller sannolikt kommer att minska inom en överskådlig framtid, och*
- *det finns, och sannolikt kommer att fortsätta att finnas, en tillräckligt stor livsmiljö för att artens populationer skall bibehållas på lång sikt (artikel 1 art- och habitatdirektivet).*

En dispens får alltså inte försvåra upprätthållandet av visenternas gynnsamma bevarandestatus. Med tanke på att visentpopulationen efter utsättning länge skulle vara liten, skulle det dröja lång tid innan visentens

bevarandestatus i Sverige klassades som gynnsam. Vissa åtgärder lär inte anses försvåra bevarandestatusen, till exempel vissa slags forskningsinsatser och andra störningar. Att döda visenter lär dock anses försvåra upprätthållandet av bevarandestatusen, möjligtvis med undantag för avlivning av individer med sjukdomar eller genetiska defekter.

Sammanfattningsvis lär flera förbud i artskyddslagstiftningen bli aktuella vid en visentåterintroduktion. Under vissa förutsättningar kan undantag från förbuden beviljas av behörig myndighet.

Områdesskydd

Visenter är förtecknade i bilaga 2 till art- och habitatdirektivet. Det innebär att skyddade områden ska inrättas för visenthabitat inom EU. Visenten är dessutom en prioriterad art enligt bilaga 2, vilket innebär att områden där den förekommer ska prioriteras för skydd.

Därför uppkommer frågan om en utsättning av visenter i Sverige innebär att ett Natura 2000-område behöver inrättas. EU-kommissionen skriver i sin icke-bindande vägledning, att *”när arten som ska återpopuleras eller återinföras är förtecknad i både bilaga 4 och bilaga 2 till habitatdirektivet, och målområdena ligger utanför Natura 2000, bör myndigheterna även bedöma möjligheten/behovet av att utnämna den återpopulerade eller återinförda populationens centrala fortplantnings- och födosöksområden till Natura 2000-område, i synnerhet när det gäller prioriterade arter”* (EU-kommissionen s. 58).

I Sverige kan regeringen förteckna potentiella Natura 2000-områden och efter vissa ytterligare steg hos EU-kommissionen utse ett område till Natura 2000-område. Att ett område utses till Natura 2000-område medför vissa konsekvenser. Det krävs tillstånd från länsstyrelsen för att bedriva verksamheter eller vidta åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i området. Tillstånd får endast lämnas om den art som avses skyddas inte utsätts för en störning som på ett betydande sätt kan försvåra bevarandet av den. Tillstånd krävs dock inte för verksamheter och åtgärder som direkt hänger samman med skötseln och förvaltningen av det berörda området (7 kap. 27–29 b §§ miljöbalken). Vid utsättning av visenter, bör svenska myndigheter bedöma om ett Natura 2000-område ska förtecknas.

Djurskydd

En återintroduktion av djur innebär olika slags hanteringar av djuren. Vid dessa kan djurskyddslagen bli aktuell. Djurskyddslagen syftar till att säkerställa ett gott djurskydd och främja en god djurvälstånd och respekt för djur. Lagen uppställer krav på till exempel kompetens, tillsyn och vård av djur. Lagen gäller djur som *”hålls”* av människan och *”viltlevande försöksdjur”* (1 kap. 1–2 §§ djurskyddslagen).

Att visenter är *”hållna”* under uppfödning (i Sverige) och transport är närmast självklart. Av mer intresse här är visenter som släpps i hägn, antingen som en långsiktig lösning eller under en acklimatiseringsfas. Djur som har släppts i hägn är inte per definition *”hållna”*. Vad som är ett hållet djur förtydligas i förarbetena till lagen.

Om djur som har placerats i hägn, t.ex. hjortar och älgar, kan anses hållna av människan bör överlämnas till rättstillämpningen att avgöra. Vid denna bedömning bör beaktas hur stort hägnen är i förhållande till djurets behov av rörelse, tillgång till föda etc. (jfr R 1977:110). Om området är så stort att förhållandena för djuren i huvudsak blir likvärdiga med ett icke-inhägnat område bör djuren inte anses hållna. Om så

inte är fallet bör djur som inhägnas anses hållna av människan. Den som placerat ut djuren eller stängslet måste då också vara ansvarig för att djurskyddslagens bestämmelser följs beträffande djuren. (prop. 2017/18:147 s. 58 f.)

Förarbetena hänvisar i denna del till rättsfallet R 1977:110 från Regeringsrätten (1977), nuvarande Högsta förvaltningsdomstolen. I fallet hade en fastighetsägare inhägnat 20 hektar av sin skogsmark och satt upp anordningar på ett sätt som gjorde att älgar kunde ta sig in i inhägnaden men hade svårt att ta sig ut. Regeringsrätten ansåg att inhägnaden hade krympt älgarnas livsutrymme så mycket i relation till deras behov av skogsmark att de hölls i fångenskap. Lagen om djurskydd var därför tillämplig. Notera att förarbetena hänvisar till att förhållandena ”i huvudsak” ska vara likvärdiga de i ett icke-inhägnat område för att djuret ska anses vilt. Vissa skillnader kan tillåtas. Inte heller förbjuds all utfodring av djuren, eftersom utfodring också av viltlevande djur är tillåtet (4 § jaktlagen, för diskussion prop. 2017/2018:147 s. 64).

Om visenter släpps i ett hägn blir frågan om visenterna är ”hållna” eller ”viltlevande” avhängig hur stort hägnet är i förhållande till deras behov av rörelse och tillgång till föda. Det finns inga fasta gränser utan skulle en tvist uppstå är det ytterst upp till en domstol att bedöma frågan. Ifall visenterna är hållna, gäller djurskyddslagen i alla delar.

Virtuella stängsel

Ett av förslagen som tas upp i rapporten är att använda no fence-teknik med så kallade virtuella stängsel när visenterna släpps ut (se Appendix). Vid no fence-teknik monteras halsband på visenterna som kan ge elektriska stötar om de överträder vissa geografiska gränser. I 2 kap. 16 § djurskyddsförordningen (2019:66) finns ett förbud mot utrustning som ger elektrisk stöt. Enligt paragrafen får utrustning eller anordningar som ger djur en elektrisk stöt i avsikt att styra deras beteende inte användas eller finnas monterade i till exempel hägn. I 2 kap. 17 § djurskyddsförordningen finns ett undantag för elstängsel till inhägnader utomhus. No fence-halsband skulle användas för att styra visenters beteende. Dagens regelverk tillåter alltså inte no fence-halsband. Tillståndsgivna undantag vid till exempel djurförsök kan dock tänkas förekomma.

Eftersom no fence-halsband inte är tillåtna, saknas också reglering av hur användning av sådana skulle påverka om ett djur är ”hållt”. Rimligtvis lär bedömningen bli densamma som för vanliga hägn – det beror på det virtuellt inhägnade områdets storlek och om djuren kan få sina grundläggande behov tillgodosedda inom området.

Användning av no fence-halsband skulle också kunna kräva dispens från artskyddsförordningen, se ovan.

Försöksdjur

Djurskyddslagen gäller inte bara hållna djur, utan också ”viltlevande försöksdjur” (1 kap. 2 §). Försöksdjur är djur som används eller är avsedda att användas i djurförsök, eller som har använts eller varit avsedda att användas i djurförsök, till exempel i vetenskaplig forskning (djurskyddslagen 1 kap. 3–4 §§). Begreppet djurförsök är brett.

Återintroduktioner följs som regel upp för att se hur det går för arten. Om uppföljningarna sker med forskningsmetoder och resultaten publiceras i vetenskapliga tidskrifter är det fråga om djurförsök i

vetenskaplig forskning. En återinförelse av visenter som studeras vetenskapligt skulle därför betyda att visenterna är försöksdjur. Det gör i sin tur att djurskyddslagen är tillämplig i stora delar. Till exempel gäller kraven på kompetens hos de som tar hand om djuren. Reglerna om tillsyn av djur och vård av skadade djur är dock inte tillämpliga (1 kap. 2 § djurskyddslagen).

För försöksdjur gäller dessutom särskilda regler om djurförsök i 7 kap. djurskyddslagen. Därför behövs tillstånd från Jordbruksverket och godkännande från djurförsöksetisk nämnd (7 kap. 2, 9 §§ djurskyddslagen, 7 kap. 1 § djurskyddsförordningen). Mer detaljerade regler om djurförsök finns i Jordbruksverkets föreskrifter och allmänna råd om försöksdjur (SJVFS 2019:9). Där föreskrivs också vissa undantag från kraven på tillstånd och godkännande. Vid studier på återintroducerade visenter behöver regler om djurförsök studeras närmare.

ERSÄTTNINGSSYSTEM

Visenter kan orsaka skador på till exempel skog, åkrar, i trafiken och mot människor, som framkommer på andra ställen i denna rapport (se kapitel 9). Därför kan frågor om ersättning för skador uppkomma. Sak- och personskador skulle kunna ersättas genom statlig ersättning eller genom skadestånd.

Viltskadeersättning

I viltskadeförordningen (2001:724) regleras att länsstyrelsen får lämna stöd för att förebygga skada av vilt liksom för att ersätta skada av vilt om det är uppenbart oskäligt att den skadelidande själv ska svara för de kostnader som skadan medför (11–11 e §§). Naturvårdsverket har efter bemyndigande föreskrivit att stöd bara får lämnas för åtgärder som kan förebygga skador av fredat vilt eller som ersättning för skador som orsakas av fredat vilt. Till fredat vilt räknas annat vilt än klövvilt som vid skadetillfället inte får jagas. Det framgår i 3 § Naturvårdsverkets föreskrifter om bidrag och ersättningar för viltskador (NFS 2018:5). Visenter är ett klövvilt. Det går alltså inte att få statligt stöd för att vidta åtgärder som förebygger skador orsakade av visenter eller som ersättning för sådana skador. För att det skulle bli möjligt skulle Naturvårdsverket behöva ändra sina föreskrifter.

Skadestånd

För att kompensera uppkomna skador kan skadestånd komma i fråga. Huvudregeln är att den som "vållar" en skada kan bli skadeståndsansvarig (2 kap. 1 § skadeståndslagen (1972:207)). Vållande innebär att det krävs uppsåt eller vårdslöshet för skadeståndsskyldighet. I vissa fall gäller ett strikt skadeståndsansvar, som innebär att det inte krävs uppsåt eller oaktsamhet. Regler om strikt ansvar som kunde tänkas bli relevanta för skador orsakade av visenter finns i 32 kap. miljöbalken, grannelagsrätten och 47 § lagen (1933:269) om ägofred. Det är dock osäkert om dessa regler skulle anses tillämpliga på skador orsakade av vilt (se t.ex. Conradi s. 554, Bengtsson s. 39).

Snarare än strikt ansvar är därför frågan om vållande av skada. Ansvarsbedömningen lär skilja sig åt beroende på om visenterna är "hållna" i djurskyddslagens mening, lever i hägn utan att vara hållna, är inom virtuella stängsel eller är viltlevande. Ett typexempel på vårdslöshet är stängsling som inte varit tillräckligt noggrann och ur vilka djur har kunnat rymma (se om hästar i trafiken t.ex. NJA 1983 s. 282).

Följer utsättaren föreskrifter och eventuella tillståndsvillkor om stängsling lär dock vårdslöshet inte föreligga.

Som framgår i rapporten är visenter oftast fredliga, men personskador går aldrig helt att utesluta (se kapitel 9). Människor som rör sig i naturen har ett eget ansvar och får som huvudregel bära skador själva. Skadeståndsansvar kan dock bli aktuellt efter etablering av anordningar, till exempel iordningställda vandringsleder. Om människor ”bjuds in” till områden där det finns särskilda risker, kan inbjudaren behöva vidta vissa förebyggande åtgärder för att inte anses vara vårdslös vid händelse av skada. Kraven på åtgärder beror på sannolikheten för skada och en skadas allvarsgrad. Vid anlagda leder i skyddad natur med förhöjd risk för fallande träd kan områdesförvaltaren exempelvis behöva sätta upp skyltar om risken (Naturvårdsverket 2018). Detsamma bör gälla i områden dit allmänheten bjuds för att titta på visenter. För att inte riskera skadeståndsansvar bör inbjudaren, till exempel ett ekoturismföretag eller en länsstyrelse som ställt i ordning en led, informera om visenternas närvaro och vilket beteende som bör iakttas för att undvika skada.

Nästa fråga i en skadeståndsbedömning blir om det finns ett tillräckligt orsakssamband mellan det ansvarsgrundande handlandet och skadan samt hur långt ansvaret ska sträcka sig. Orsakssambandsfrågor vid skador orsakade av visenter skulle till exempel kunna handla om hur långt ett skadeståndsansvar sträcker sig i tid och i fråga om generationer, som när en visentko efter rymning kalvar och kalven är den som orsakar skada.

Sammanfattningsvis går det inte att utesluta att krav på skadestånd skulle kunna riktas mot till exempel en utsättare av visenter för skador som djuren orsakar. En domstols skadeståndsbedömning skulle vara beroende av omständigheterna i det enskilda fallet.

ÖVRIGT

En återinförel av visenter skulle aktualisera fler juridiska frågor och tillståndsprocesser än de redan nämnda. Här nämns kortfattat några ytterligare juridiska frågor.

- Det är förbjudet att importera och exportera visenter. Det är också förbjudet att transportera visenter inom landet. Dispenser från dessa förbud måste sökas från Jordbruksverket (16, 23, 32 §§ artskyddsförordningen).
- I jaktlagstiftningen finns regler om att vilt kan få hållas i vilthägn efter tillstånd från länsstyrelsen och i enlighet med föreskrifter från Naturvårdsverket (41 a § jaktförordningen). Naturvårdsverkets föreskrifter tillåter endast hållande i hägn av särskilda arter, där visent inte är en sådan art (3 § Naturvårdsverkets föreskrifter och Allmänna råd om vilthägn och inhägnader för handelsträdgårdar m.m. för att förebygga skador av hare, NFS 2002:20). För uppförande av stängsel behövs därutöver tillstånd enligt 12 kap. 11 § miljöbalken.
- Enligt 40 § jaktförordningen måste den som krockar med motorfordon med vissa slags vilt underrätta Polismyndigheten om detta. Visenter finns inte med på listan över djur för vilka underrättningskyldighet gäller.

7. Veterinärmedicin

Då visenter hör till familjen Bovidae (slidhornsdjur) och underfamiljen Bovinae (oxdjur) där även de nära släktingarna amerikansk bison (*Bison bison*) och nötboskap (*Bos taurus*) ingår är de också mottagliga för samtliga de smittämnen, patogener, som dessa kan smittas med och/eller sprida. Vidare är visenter även mottagliga för ett antal patogener som normalt bärs av eller drabbar de närliggande släktingarna får och getter.

Sverige har idag ett mycket gott hälsoläge hos tama idisslare som hålls för livsmedelsproduktion (nöt, får och get) med kontrollprogram på plats för ett flertal olika sjukdomar och bevisad eller förmodad frihet från ett flertal av dessa (Hodnik *et al.* 2021, Rosendal *et al.* 2020) (Tabell 2). Det är därför av största vikt att de visenter som avses släppas ut i Sverige kommer från svenska hägn och att de kontrolleras för förekomst av utvalda patogener samt veterinärbesiktigas före utsläppandet.

De vilda populationer av visent som finns i exempelvis Polen, Litauen, Ukraina och Rumänien har under åren studerats intensivt avseende förekomst och spridning av en mängd olika sjukdomar och smittämnen. För en utmärkt sammanställning över den hälsoövervakning som genomfört och genomförs hos europeiska visenter hänvisas till Larska & Krzysiak (2019). Även hägnade visenter i dessa länder har inkluderats i dessa studier eller studerats separat (Krzysiak *et al.* 2018). Även studier inriktade på interaktioner och kontakter mellan vilda visenter och betande nötkreatur samt de risker för överföring av smittämnen däremellan som föreligger har presenterats (Klich *et al.* 2023). Dessa studier bekräftar till stor del visenters förmåga att smittas av eller bära patogener som återfinns hos nötkreatur och får i dessa länder.

Från ett svenskt perspektiv är det av yttersta vikt att visenter innan ett eventuellt frisläppande och därpå fortsatt kontrolleras för och övervakas avseende förekomst av patogener som är intressanta och viktiga för hälsan både hos dem själva och hos våra svenska nötkreatur och får (Tabell 3). Blodprovstagning för serologisk kontroll samt träckprover vore lämpligt för detta ändamål, såsom vid den fortsatta hälsokontrollen (se nedan). Nedan beskrivs de viktigaste patogenerna och sjukdomarna som kan drabba visenter och som finns hos svenska nötkreatur och får eller kan spridas till dessa från visenter, direkt eller indirekt.

Hälsoövervakningsprogram

Grunden för en god och effektiv hälsoövervakning av frilevande visenter i Sverige är patologiska undersökningar (obduktion) av självdöda, avlivade och trafikdödade individer. Ur flera av de europeiska frilevande populationerna skjuts årligen flera individer som uppvisar tecken på sjukdom eller avvikande beteende (Krzysiak *et al.* 2014). Riktad avskjutning sker också för specifika åkommor som inte är önskvärda i populationen, nämligen postit och balanopostit (se nedan) (Kraśńska & Kraśński 2010). Genom obduktion av och provtagning från dessa individer finns god möjlighet att tidigt få indikationer på om nya smittor har introducerats i populationen och hålla en kontinuerlig övervakning över cirkulerande smittor och deras påverkan på djurens hälsa och välfärd. Djur med ett nedsatt allmäntillstånd, även om grundorsaken till detta inte är något smittämne eller sjukdom utan svält, trauma eller likande, är mer mottagliga för att smittas med eller bli sjuka av smittämnen som finns i deras miljö eller hos andra individer i deras närhet. Detta gör att dessa djur lämpar sig väl för provtagning och övervakning av förekomsten av olika smittämnen.

Genom att låta avliva individer med nedsatt allmäntillstånd och/eller avvikande beteenden säkerställs att djuren kan obduceras och provtas i ett så färskt tillstånd som möjligt. Att avvakta och sedan söka efter och hitta självdöda individer är ofta både mera tidskrävande och kostsamt samtidigt som förruttnelse och yttre påverkan på kadavren drastiskt minskar möjligheten till att fastställa orsaken till varför djuret självdött eller att ta ut prover för vidare analys. Ur djurvälståndsperspektiv och för att skapa acceptans för utsättningen och bevarandet av visenter i det fria är det också av stor vikt att det finns möjlighet att avliva djur som på ett eller annat sätt kan antas lida och även att låta avliva djur som uppvisar oönskade beteenden, aggressivitet eller som vandrar in i olämpliga områden.

Den relativa närheten mellan den tänkta utsättningsplatsen, Svanå, och Uppsala där det i dagsläget finns två olika obduktionslab vid SVA respektive SLU är en stor fördel och underlättar mycket möjligheterna till att få en högkvalitativ obduktion av döda och avlivade visenter. För att undvika att djur självdör och för att i god tid upptäcka djur med nedsatt allmäntillstånd eller avvikande beteende vore det önskvärt att särskilt utsedda personer regelbundet observerar de frilevande visenterna för att vid behov skyndsamt avliva sjuka djur och ombesörja transport till Uppsala för obduktion och provtagning. Denna regelbundna okulära hälsobedömning bör utföras av personer som är vana att observera visenter och som har god kännedom om den lokala frilevande populationen. Mycket erfarenhet om visenters normala beteenden och utseende vid olika årstider finns hos de som under lång tid ansvarat för just detta i de hägn som idag håller visenter i Sverige. Dessa personer bör kunna engageras för detta och/eller stå för kunskapsöverföring till den eller de personer som kommer att ansvara för tillsyn och övervakning av den frisläppta populationen. Under arbetet med förberedelserna inför ett frisläppande, som kommer att innefatta någon period av hållande i hägn, finns också goda möjligheter för dessa personer att tillskansa sig denna kunskap.

Utöver de djur som avlider, avlivas eller på annat sätt förolyckas i den vilda populationen så finns det ett stort veterinärmedicinskt värde i att årligen tillåta en begränsad avskjutning av främst unga individer ur en frilevande population för att från dessa plocka ut relevanta prover och även göra en enklare slaktkroppsundersökning samt en fullständig obduktion av inre organ. Detta för att kunna identifiera och övervaka sjukdomar och smittämnen som har lindrig eller ingen direkt inverkan på djurens hälsa. Dessa smittämnen kan dock ändå vara av stort värde att övervaka då de kan ha betydelse för både djurhälsan i tamdjursbesättningar och för folkhälsan. Med ett begränsat årligt jaktligt uttag av unga individer finns det därmed en god möjlighet att på ett tidigt stadium kunna detektera förekomst av eventuella smittor som skulle kunna ha negativ påverkan på får och nötkreatur.

I övervakningssyfte är undersökning av antikropps nivåer mot olika smittämnen, så kallad serologisk provtagning, många gånger att föredra. Att påvisa ett smittämne kan många gånger vara svårt då det har affinitet för olika vävnader beroende på vilket typ av smittämne det rör sig om och smittämnen kan också finnas detekterbart mycket korta perioder vilket begränsar möjligheten att påvisa det vid provtagningen ytterligare. Vi serologisk provtagning går det att med ett provtagningsmaterial vid ett tillfälle, nämligen ett enkelt blodprov, undersöka om djuret under den senaste tiden och i många fall under sin livstid har träffat på ett specifikt smittämne genom att undersöka om det hos djuret finns antikroppar mot det specifika smittämnet. Nackdelen är samtidigt att förekomsten av antikroppar mot ett smittämne sällan eller aldrig säger någonting om huruvida djuret i fråga fortfarande bär på eller har möjlighet att utsöndra eller sprida det aktuella smittämnet.

Under de inledande åren med frilevande visenter kommer enstaka avlivningar av sjuka individer att behöva ske samt att viss avskjutning för att åstadkomma en effektiv hälsoövervakning bör tillåtas. De obduktioner och slaktkroppsundersökningar som då utförs av veterinär (med adekvat erfarenhet av

liknande undersökningar) av dessa skjutna individer kommer även att kunna ge mycket användbar information om visenter som jaktvilt. Det som är av stort intresse att studera särskilt, hos dessa individer, utöver hälsoaspekter och förekomst av sjukdomar, är vilka typer av skottskador som ses i förhållande till träffpunkt, ammunition och kaliber som använts. Hur djuren har betett sig före, under och efter skottet bör särskilt dokumenteras genom intervju med skytt och/eller analys av filmer från dessa tillfällen. Vid planerade avlivningar bör förberedelser inkludera att ordna med filmning av förloppet från innan skott till dess djuret faller. I alla sammanhang, inklusive vid eventuell jakt, bör avstånd från skottplats till dödsplats, antal skott som krävts för att fälla viltet, och var de har träffat samt kaliber och typ av ammunition är exempel på data som är värdefullt att samla in och sammanställa. Denna information kan sedan användas för att öka kunskapen hos de som jagar och avlivar visenter. Redan idag pågår diskussioner kring vissa kalibrar av jaktvapen inom klass 1 och dess lämplighet vid jakt på älg framför allt då vid användandet av blyfri ammunition. Visenter är storleksmässigt lika stora eller större än älg varför diskussion om lämpliga kalibrar på de jaktvapen som ska komma att användas för jakt på visenter kan tänkas uppkomma. Att på ett objektivt sätt insamla data från de visenter som skjuts vid ordinarie jakt och vid avlivning av individer med avvikande beteende eller nedsatt hälsa kommer att vara av stor vikt i denna diskussion.

SVA har stor erfarenhet av hälsoövervakning hos vilda djur med sina fallviltundersökningar som systematiskt pågått sedan 1946 (SVA 2011). Inom ramen för dessa undersökningar samlas årligen en mängd olika prover in från flera olika vilda djur. På SVA finns också flera etablerade metoder för att analysera för flera av de sjukdomar och smittämnen som är viktiga hos nötkreatur och får som direkt eller med mindre modifieringar skulle kunna användas för analyser av prover från visenter. Detta gäller både analyser avseende förekomst av parasitägg i avföring samt för förekomst av antikroppar mot olika smittämnen.

För att skapa förutsättningar för en effektiv hälsoövervakning som är kostnadseffektiv och som är enkel att vidmakthålla över tid behöver ett samarbete med SVA etableras. SVA har stor vana av att hantera och analysera prover från vilt och har inom ramen för sin laboratorie-verksamhet redan flera analysmetoder etablerade och validerade för de smittämnen som är aktuella att övervaka hos visenter. Inom ramen för hälsoövervakningsprogrammet bör det definieras vilka prover som ska tas ut vid obduktioner respektive provtagning av friska djur skjutna under jakt och vilka analyser som skall göras av dessa prover. Vidare är det också viktigt att lösa de finansiella frågorna. Vem eller vilka ska stå för kostnader för obduktioner och analyser och vilka ska få ta del av resultaten av dessa undersökningar. Då analyserna sker vid SVA så finns det där redan upparbetade rutiner för hur positiva provsvar för anmälningspliktiga sjukdomar ska hanteras och rapporteras vilket borgar för att detta sker skyndsamt och att rätt åtgärder snabbt kan vidtas om det skulle visa sig att en ny smitta etablerats i den vilda visentpopulationen. Initialt under en återintroduktionsfas är det rimligt att kostnader för provtagning och analyser finansieras inom ramen för återintroduktionsprogrammet. Senare när visenter får anses etablerade bör kontinuerlig hälsoövervakning givetvis fortsätta för att säkerställa djurvälstånd hos de frilevande visenterna samt också för att säkerställa tidig upptäckt av eventuella smittor av vikt för tamdjur och folkhälsa. Finansiering för denna hälsoövervakning bör då också ordnas på andra mer långsiktiga sätt än med kortsiktiga forskningsprojektmedel.

Tabell 2, Smittsamma sjukdomar hos nötkreatur där Sverige anses eller är fria från dessa.

Svenskt namn	Agens
Bovin tuberkulos	<i>Mycobacterium tuberculosis</i> -complex
Paratuberkulos (Johne's disease)	<i>Mycobacterium avium</i> spp. <i>paratuberculosis</i>
Bovin virusdiarré (BVD)	Bovint virusdiarrévirus typ-1
Bovin leukos	Bovine leukaemia virus (BLV)
Infektiös bovin rhinotracheit	Bovint herpesvirus typ 1
Brucellos	<i>Brucella abortus</i>

Tabell 3, Viktiga smittsamma sjukdomar som bör ingå i ett hälsoövervakningsprogram för frilevande visenter samt testas för innan utsläppande. .

Agens	Mottagliga arter:				Analysmetod
	Visent	Får	Nötkreatur	Hjorddjur	
Virus					
Bovine herpesvirus-1 (BoHV-1)	x		x		Obduktion, PCR, serologi
Ovint herpesvirus -2 (OvHV-2)	x	x	x		Obduktion, PCR
Bovine Coronavirus (BCoV)*	x		x		Serologi
Bovine respiratory syncytial virus (BRSV)*	x		x		Obduktion, PCR, serologi
Parainfluenza virus type 3 (PIV-3)*	x		x		Serologi
Bluetongue Virus (BTV)*	x	x	x	x	Serologi
Parasiter					
<i>Dictyocaulus viviparus</i> (lungmask)*	x		x		Obduktion, Träckprov, serologi
<i>Fasciola hepatica</i> (stor leverflundra)*	x	x	x	x	Obduktion, Träckprov, serologi
<i>Haemonchus contortus</i> (stor magsmask)*	x	x	x	x	Obduktion, Träckprov, serologi
<i>Babesia</i> spp.*	x		x		PCR, Serologi
Bakterier					
<i>Mycoplasma bovis</i> *	x		x		Obduktion, PCR, serologi
<i>Mycobacterium tuberculosis</i> -complex	x	x	x	x	Obduktion, PCR
<i>Leptospira</i> spp.	x	x	x	x	Serologi

*Förekommer hos svenska nötkreatur och/eller hos hägnade svenska visenter

Parasiter

Det finns en mängd parasiter som hittats hos visenter, majoriteten av dessa åter finns också hos andra vilda och tama djur. En mycket fullständig förteckning över vilka parasiter som påvisats hos visenter går att hitta i (Karbowskiak *et al.* 2014a, 2014b). Några fåtal parasiter, nämligen *Trypanosoma wrublewskii*, *Demodex bisonianus*, *Demodex bialoviensis* och *Bisonicola sedecimdecembrii*, är specifika för just visenter dock utan att orsaka några större problem för infekterade individer och utgör ingen spridningsrisk till andra arter (Izdebska *et al.* 2022). Nedan beskrivs parasiter som bedöms kunna vara av vikt att inkludera i en hälsoövervakning av visenter då de antingen kan ha en påverkan på hälsan hos visenterna själva (markerade med *) alternativt kan utgöra en risk för tama idisslare eller andra vilda djur (markerade med #) samt om de kan utgöra en zoonotisk risk för människa (markerade med □). Övervakning av förekomst av olika parasiter kan göras på flera olika sätt. Dels genom att provta döda, avlivade och jagade djur genom att samla träck från dessa och undersöka för förekomst av parasitägg och även leta efter parasiter i de organ där de förväntas finnas samt också undersöka blodprover för förekomst av antikroppar mot olika parasiter. För vissa parasiter är förekomst av antikroppar mot dessa den mest lämpliga diagnostiken (Didkowska *et al.* 2021, Majewska *et al.* 2014). Det går också passivt att övervaka förekomsten av parasiter hos vilda visenter genom att samla träck och undersöka förekomst av parasitägg i denna (Krzysiak *et al.* 2020).

Dictyocaulus viviparus (lungmask)*# är en rundmask som lever i lungorna hos ett flertal idisslare och har ingen primär huvudvärd utan återfinns hos alla arter inom *Bos*-familjen. Lungmask orsakar därmed sjukdom hos både visenter och nötkreatur. Hos obducerade visenter i den vilda polska populationen är just lunginflammationer orsakade av *D. viviparus* det vanligaste sjukdomsfyndet (Krzysiak *et al.* 2014a). Hos nötkreatur sprids lungmask primärt på bete där ägg från avföring utvecklas till larver som sedan äts upp och vandrar sedan från tarmen till lungorna. Den förekommer hos nötkreatur i hela Sverige. Väl i lungorna utvecklas larverna ytterligare, börjar producera ägg som hostas upp, sväljs ner och följer med avföringen ut. Det är främst unga djur som drabbas hårdast hos nötkreatur och då framför allt under stallsäsongen. Förekomst av lungmask kan påvisas dels genom att detektera antikroppar i blod eller mjölk och även genom att titta efter ägg i avföring.

Fasciola hepatica (stor leverflundra)*# är näst efter lungmask den allvarligaste parasiten som drabbar visenter. När larverna kommit ner i tarmen tar de sig sedan till levern där de i gallgångarna utvecklas till vuxna larver som börjar producera ägg. Under sin migration i levern orsakar larverna skador och de vuxna larverna i gallgångarna ger upphov till gallstas i leverna med kraftigt förtjockade gallgångsväggar som följd. Till skillnad från lungmask som främst drabbar yngre djur så ökar andelen smittade individer med leverflundra med åldern och finns främst i de södra och västra delarna av Sverige. För att leverflundrans livscykel ska kunna fullbordas krävs att de första larvstadierna som kommer ur de äggs som kläcks på bete tar sig in i en sötvattenssnäcka där vidare utveckling av larverna sker innan de tar sig ur snäckan och fäster sig på växtlighet som sedan betas upp av får och nötkreatur. Då mellanvärdar återfinns i fuktiga marker och strandängar är smitta förknippat främst med denna typ av beten. Det är främst får som drabbas hårdast av infektioner med leverflundra. Visenter förefaller också extra känsliga för infektion av leverflundra och kan utveckla allvarlig leversjukdom som följd av infektion med av dessa (Krzysiak *et al.* 2014a).

Haemonchus contortus (stor magmask)*# är en blodsugande rundmask som infekterar en mängd olika idisslare, däribland nötkreatur, får, getter, visenter och även kameldjur. Symptom så som anemi,

avmagring och ödem samt enstaka dödsfall ses framförallt hos kameldjur och får i samband med infektion. Äggen sprids via avföring på bete och smittar på det sättet nya individer. Unga djur är extra känsliga (Emery *et al.* 2016). Hos visenter hittas ägg från stora magmasken framförallt hos hägnade visenter och i Sverige har resistens mot avmaskningsmedel påvisats hos dessa parasiter i hägnade visenter (Pyziel *et al.* 2018). Förekomst av resistens är givetvis något som är av vikt att övervaka och något som inte är önskvärt att detta sprids vidare till tama idisslare.

Ashworthius sidemi[#] är en rundmask som ursprungligen kommer från vilda hjortar i Asien och som nu också förekommer hos vilda idisslare i Europa men tros ännu inte etablerats i Sverige även om den har påvisats vid ett enstaka tillfälle i hägnad hjort (Höglund *et al.* 2007). Denna parasit har påvisats hos visenter i Polen och även hos andra vilda idisslare i samma område så som rådjur, älg, kron- och dovvilt (Demiaszkiewicz *et al.* 2009, Demiaszkiewicz *et al.* 2013, Kowal *et al.* 2012). Symptomen hos djur infekterade med denna blodsugande rundmask i löpmagen och första delarna av tunntarmen bedöms vara lindriga (Osinska *et al.* 2010). Det är inte helt fastställt i vilken utsträckning denna parasit kan smitta till tama idisslare och vilka effekter en sådan infektion skulle kunna få även om den i enstaka fall hittats hos nötkreatur (Moskwa *et al.* 2015).

Thelazias spp. (ögonmaskar)* är parasiter som sprids med flugor, ffa av så kallade höstflugor *Musca autumnalis*. Det är en några millimeter stor rundmask som infekterar ögonlock, tredje ögonlock och själva ögongloben och kan leda till blindhet. Den hittas hos nötkreatur och andra vilda och tama idisslare. I Polen har vilda visenter avlivade pga synnedbör och blindhet visats vara infekterade med ögonmask (Filip-Hutsch *et al.* 2022). Uppgifter om hur vanligt förekommande denna parasit är i Sverige saknas.

Babesia spp.^{#□} är en grupp fästingburna små protozoer som infekterar den röda blodkropparna och orsakar därmed anemi som sedan i sin tur ger upphov till nedsatt tillväxt, reproduktionsstörningar och dödsfall hos infekterade individer. Ett vanligt symptom hos drabbade djur är blodtillblandad urin. Den förekommer och orsakar sjukdom hos en rad tama och vilda däggdjur inklusive människa. I Sverige finns den där det finns fästingar, *Ixodes ricinus*, det vill säga i södra och mellersta Sverige. Vilda djur anses kunna utgöra en reservoar för smitta till både människor och ffa tama idisslare (Fanelli 2021). Den orsakar stora kostnader och förluster inom animalieproduktionen varje år. Nyligen har den också påvisats hos visenter i Litauen, det är dock oklart i vilken utsträckning som visenter utvecklar sjukdom orsakat av *Babesia* spp. Klar är dock att de skulle kunna, precis som hjortdjuren, utgöra en reservoar för smitta (Paulauskas *et al.* 2021).

Toxoplasma gondii^{*□} är en mindre parasit, en så kallad protozoo, som har kattdjur som huvudvärd och där den sexuella förökningen av parasiterna äger rum i kattens tarm. De infektiösa oocystor som sprids med avföring från kattdjur infekterar mellanvärdar som kan vara alla typer av varmblodiga djur där oocystorna sprider sig ut i muskulaturen för att där invänta att bli uppätta av ett kattdjur för att därmed fullfölja livscykeln. Infektion kan också ske vid konsumtion av kött som innehåller *T. gondii* cyster. Vid infektion kan *T. gondii* överföras till foster och där orsaka aborter eller kongenital sjukdom hos avkomman (Tenter *et al.* 2000). *T. gondii* förekommer hos visenter (Krzysiak *et al.* 2018) och det har förekommit fall av abort där *T. gondii* misstänkts vara orsaken (Moskwa *et al.* 2017).

Virus

Virus är ofta artspecifika eller smittar endast närbesläktade arter. Dock finns exempel på virus med bredare värdspektra och även zoonotisk potential. Generellt kan sägas att de virus som kan orsaka sjukdom hos nötkreatur kommer också att kunna orsaka samma eller likartad sjukdom hos visenter. Virus kan också spridas via aerosoler, redskap, maskiner eller andra vektorer över långa sträckor. Vissa virus sprids också med hjälp av insekter så som flugor, mygg, knott och fästingar vilket innebär att de med vind och/eller människans hjälp kan spridas över långa sträckor och på det sättet sprida virus. Vid infektion med virus kan den period som virus går att påvisa i smittade individer vara mycket kort och provtagning kan vara svår. Påvisande av antikroppar mot olika virus kan då vara ett mera lämpligt alternativ för att kunna visa att en individ varit utsatt för smitta. Normalt tar det dock upp till två veckor för antikroppar att börja produceras efter att en individ har träffat på en smitta. I övervakningssyfte är blodprover för att påvisa antikroppar mot olika virus ofta det mest lämpliga diagnostiska verktyget.

Nedan listas ett antal virus som är eller kan vara av vikt för visenter ur ett svenskt perspektiv. Listan skall dock inte anses som komplett då det finns ytterligare virus som är eller skulle kunna infektera visenter med eller utan sjukdom som följd. Några av de listade virusen finns inte i Sverige utan nämnd då de är av stor vikt för främst svenska nötkreatur då dessa genom kontrollprogram eliminerats från den svenska nötkreaturspopulationen (Tabell 2 & 3).

Bovine herpesvirus-1 (BoHV-1)#* orsakar hos nötkreatur den allvarliga sjukdomen Infektiös Bovin Rinotracheit (IBR). Sedan 1998 är Sverige friförklarad från BoHV-1 och idag finns kontrollprogram på plats i alla europeiska länder. Majoriteten av EU-medlemsländerna är idag helt eller delvis fria från BoHV-1 och har övervakningsprogram för att detektera eventuella fall. Sjukdomen är i Sverige likt i många andra länder anmälningspliktig (Iscaro *et al.* 2021). Enstaka fall med frilevande visenter som bär antikroppar mot BoHV-1 har påvisats i Polen (Larska *et al.* 2023).

*Ovint herpesvirus -2 (OvHV-2)** är ett virus som återfinns hos får utan att dessa utvecklar några symptom på sjukdom. När viruset sprids till nötkreatur eller visenter utvecklar dessa får-associerad elakartad katarral feber. Dödligheten hos både nötkreatur och visenter är hög och sjukdomsförloppet dramatiskt. Nära eller direkt kontakt krävs mellan får och nötkreatur (visenter) för att smitta ska kunna föras över. Utbrott av sjukdom med hög dödlighet har rapporterats från hägnade visenter som haft direkt eller indirekt kontakt med får tex i djurparker (Tomana *et al.* 2021).

Bovine Coronavirus (BCoV)#* är vanligt i svenska nötkreatursbesättningar där symptom främst ses hos kalvar som kan utveckla både diarré och luftvägslidande. Årligen sker utbrott i besättningar med diarré, även kallat vinterdysenteri, hos även äldre djur i besättningen. Viruset smittar lätt mellan besättningar med hjälp av besökare, smittade djur som säljs mellan gårdar och redskap. Kostnaderna för dessa utbrott kan bli betydande då mjölkproduktion och tillväxt går ner och kalvdödligheten kan öka (Oma *et al.* 2018). Hos visenter och bison orsakar BCoV liknande sjukdom som hos nötkreatur (Amer 2018).

*Bovine respiratory syncytial virus (BRSV), Bovine adenovirus (BAdV-3), Parainfluenza virus type 3 (PIV-3)** är en grupp virus som alla ingår i sjukdomskomplexet *Bovine Respiratory Disease (BRD)* tillsammans med andra virus ej aktuella i ett svenskt perspektiv (BoHV-1 och BVDV) samt de sekundärt infekterande bakterierna *Mannheimia haemolytica*, *Histophilus somni*, *Pasteurella multocida*, och *Mycoplasma bovis* där den sistnämnda även kan verka som primärpatogen (se nedan) (Grissett *et al.* 2015; Pardon *et al.* 2011). Interaktionen mellan dessa patogener är komplicerad och de bidrar på olika sätt, enskilt eller i saminfektioner, till att luftvägslidanden utvecklas hos framförallt kalvar inom mjölk och nötköttbesättningar även utbrott hos vuxna djur förekommer. Dessa virus cirkulerar endemiskt i svenska

besättningar (Hägglund *et al.* 2006) och har visats förekomma även hos visenter i Polen (Krzysiak *et al.* 2018).

Bluetongue Virus (BTV)*# orsakar sjukdomen blåtunga hos både tama och vilda idisslare. Viruset sprids med stickande och bitande insekter, ffa svidknott *Culicoides* spp. Hittills finns 24 olika serotyper av BTV beskrivet som till olika grad har förmåga att orsaka sjukdom hos idisslare. Under 2006 spreds över Europa BTV-serotyp 6 och orsakade stora ekonomiska förluster inom nöt och får näringen. I Sverige genomfördes en massiv vaccinationskampanj av alla nötkreatur och får i alla besättningar upp till Mälardalen (Zientara & Sánchez-Vizcaino 2013). Hägnade visenter vid Hardehausen Breeding Centre i Tyskland drabbades hårt under denna epizooti och tio visenter dog (Kraśnińska & Kraśniński 2013). Sedan september 2023 så har BTV återigen börjat spridas i Nederländerna, denna gång serotyp 3, med liknade symptom hos både får och nötkreatur som vid serotyp 8 utbrottet 2006 (Holwerda *et al.* 2023)

Bovine Viral Diarrhea Virus (BVDV)# är ett pestivirus som hos nötkreatur orsakar stora ekonomiska förluster. Främst genom reproduktionsstörningar och även på grund av diarré och hosta hos kalvar (Piniior *et al.* 2017). Sedan 2014 är Sverige friförklarat från detta virus (SVA 2019). Antikroppar mot BVDV har påvisats hos visenter, det är dock oklart om infektion med detta virus kan orsaka sjukdom hos visenter (Salwa *et al.* 2007)

Tick borne encephalitis virus (TBE)[□] orsakar hos människor allvarlig hjärnhinneinflammation och sprids med fästingar, även hundar kan, även om det är ovanligt, drabbas av allvarlig sjukdom. Även om rådjur och smågnagare anses som de huvudsakliga reservoarerna för detta virus så har det ibland vilda visenter i Polen visat sig att nästan 2/3 av undersökta individer har antikroppar mot TBE och visenter kan därmed utgöra ytterligare en viktig reservoar för denna allvarliga zoonos (Krzysiak *et al.* 2021).

Epizootic hemorrhagic disease virus (EHDV)*# är ett virus som är närbesläktat med blåtungevirus (BTV), sprids på samma sätt via knott och drabbar tama och vilda idisslare med likartade symptom. EHDV finns spritt i Asien, Nord- och Sydamerika, Afrika, Oceanien och Mellanöstern, dock har det tidigare inte påvisats i Europa. I oktober och november 2022 rapporterades dock de första fallen av EHDV serotyp 8 infektion från Spanien och Italien dit det spridit sig från norra Afrika. I dagsläget finns inget effektivt vaccin mot detta virus och det är högst oklart hur det kommer att påverka tama och vilda idisslare på den europeiska kontinenten (Jiménez-Cabello *et al.* 2023).

Bakterier

Det är endast ett fåtal bakterier som anses vara primär-patogena för visenter varav flertalet inte finns i Sverige (Tabell 2 & 3). Ett flertal bakterier kan dock verka som sekundärpatogener och orsaka sjukdom sekundärt hos individer som blivit nedsatta av andra orsaker så som svält, stress, virus- och parasitinfektioner. Till skillnad från virus finns det ofta möjlighet att påvisa bakterier från förändrad vävnad och drabbade organ i samband med sjukdom. Både primär- och sekundär patogena bakterier kan då påvisas med hjälp av odling. I övervakningssyfte är påvisande av antikroppar mot de primär patogena bakterier som kan finnas (Tabell 3) eller som absolut inte bör finnas (Tabell 2) det mest lämpliga diagnostiska verktyget.

*Mycoplasma bovis**# är en bakterie som återfinns i stora delar av världens nötkreaturspopulationer. Den orsakar primärt allvarliga lunginflammationer som inte sällan kan få dödlig utgång. Internationellt orsakar den stora ekonomiska förluster inom nötkötts och mjölkproduktionen. I Sverige hade länge ett läge där *M.*

bovis inte återfanns alls dock har det sedan 2011 hittat i allt fler besättningar och idag uppskattas ca 5% av landets mjölkbesättningar ha antikroppar mot *M. bovis* (Hurri *et al.* 2022). Hos visenter har endast enstaka fall av sjukdom orsakat av *M. bovis* hittats och endast en liten del av undersökta individer har haft antikroppar mot denna bakterie (Krzysiak *et al.* 2014b). Hos amerikansk bison har det dock visats att *M. bovis* kan orsaka allvarlig sjukdom och hög dödlighet. De stammar av *M. bovis* som isolerats från dessa fall har dock varit genetiskt skilda från de som orsakar sjukdom hos nötkreatur (Register *et al.* 2019).

Leptospira spp. (Lepotspiros)*# är världens mest välspridda och mest förekommande zoonos som återfinns hos alla däggdjur på alla kontinenter. Det finns en mängd olika arter av *Leptospira* och dessa är sedan vidare uppdelade i en rad olika serovarer (undertyper) med olika affinitet och förmåga att orsaka olika grad av sjukdom hos olika däggdjur och hos människor (Adler & de la Peña Moctezuma 2010). Hos nötkreatur, får och gris kan kronisk infektion med *Leptospira* spp. orsaka ffa reproduktionsstörningar och smågnagare anses vara viktiga för smittspridningen inom och mellan olika gårdar och populationer av däggdjur (Ellis 2015). Kunskapsläget gällande förekomst av *Leptospira* spp, hos visenter är idag bristande. Antikroppar mot *Leptospira* spp. hos frilevande och hägnade visenter i Polen (Krzysiak *et al.* 2018).

Övrigt

Posthitis och *balanoposthitis* (förhuds- och penisinflammation) drabbar visenttjurar av olika åldrar, även yngre och är en vanlig orsak till avlivning på grund av djurskyddsskäl. Orsakerna till att detta uppkommer hos visenttjurar är inte fastställt och vidare forskning pågår för att fastställa bakomliggande orsaker. Här har såväl genetiska som virala och bakteriella orsaker föreslagits och undersökts (Bielecki *et al.* 2023, Krzysiak *et al.* 2014a, Oleński *et al.* 2015, Thiede *et al.* 2002). Lesionerna (förändringarna) är ofta påtagliga och kan observeras hos tjurar då de blir påtagligt svullna i området, får svårt att urinera och kan magra av. Avlivning av djurskyddsskäl är då motiverat. Dessa djur bör alltid obduceras för att om möjligt bringa större klarhet i orsaker till att dessa problem uppkommer. Enligt uppgift har inga fall av posthitis eller balanoposthitis setts hos hägnade svenska visenter (M Niklasson pers com).

8. Habitatanalys

HABITAT- OCH LÄMPLIGHETSANALYS

Visent är en grupplevande art som lever i hjordar på flera individer och därmed kräver betydande landområden. En framgångsrik återinföring i det vilda kommer innebära att djuren befinner sig i ett landskap som domineras av mänskliga aktiviteter. Detta kommer resultera i interaktioner mellan människor och visenter, särskilt i områden med växt- och djurproduktion. Därför måste valet av område för återinföring av en ny population ta hänsyn till övervägande rumsliga miljöfaktorer som relaterar till visentekologi och troliga konfliktkällor (till exempel jordbruk). De olika faktorernas (framförallt visentens föda och habitat) inbördes relativa betydelse för analysen av lämpliga platser är svåra att uppskatta. Den metodologiska analysen av lämpliga platser bör därför integrera verktyg och förfaranden som gör beslutsprocessen så transparent, logisk och konsekvent som möjligt. Denna analys baseras därför på en urvalsprocess av områden med målet att minimera risken för potentiella konflikter.

Återinförande av vilt följs ofta av farhågor som härstammar från risker som är förknippade med den återinförda arten, såsom potentiell skada på grödor, rädsla och hot mot människors säkerhet (Qin & Nyhus 2018, Schoenecker & Shaw 1997). När riskuppfattningen är hög finns det troligen mindre acceptans eller stöd för återinförande av vilt (Williams *et al.* 2002). I vår bedömning har vi identifierat tre huvudsakliga källor med högst potential för konflikter mellan människor och visent: jordbruk, vägar och infrastruktur.

Jordbruk

Visent orsakar skador på grödor, med vete, gräs/vall och raps som de mest drabbade (Hofman-Kamińska & Kowalczyk 2012, van de Vlasakker *et al.* 2014). I Sverige utgörs ungefär 6,5% av den totala landytan av jordbruksmark (Sweden-CAP, 2019). De olika klimatförhållandena som finns i södra, centrala och norra Sverige förklarar fördelningen av olika typer av grödor. I norr består grödorna främst av foder och spannmål. Oljeväxtproduktion, främst raps och rättika, finns mest i de södra och centrala områdena. Eftersom södra Sverige ingår i kategorin den boreo-nemorala ekoregionen, som omfattar det nuvarande utbredningsområdet för visenter i flera länder (Raczyński & Bołbot 2010), finns en uppenbar risk för skador på grödor, särskilt rapsfält. Vid ett återinförande i det vilda bör därför områden med intensivt jordbruk och odling undvikas (Klich *et al.* 2018).

Vägar

Trafikolyckor med vilt utgör en betydande källa till oro och konflikter världen över. Dödligheten på vägar och järnvägar kan utgöra en allvarlig risk både för vilt och människor, särskilt när stora djur är inblandade (Abra *et al.* 2019, Huijser *et al.* 2009, Niemi *et al.* 2017). Dessutom kan olyckor mellan fordon och hjorddjur resultera i betydande ekonomiska förluster genom till exempel skador på fordon och tåg (Apollonio *et al.* 2010, Gren *et al.* 2018, Krauze-Gryz *et al.* 2017, Morelle *et al.* 2013). Enligt tidigare forskning från Białowieża kan kollisioner på vägar och järnvägar stå för upp till 8% av den totala dödligheten hos visenter (Klich *et al.* 2023). I Sverige är älg (*Alces alces*) det hjorddjur som mest liknar visent storleksmässigt. Det årliga antalet trafikolyckor med älg i Sverige uppskattas till i genomsnitt cirka 4500 per år (Seiler 2005), med en nuvarande population på ungefär 300 000 individer (Kalén *et al.* 2022),

vilket blir ungefär 1,5 olyckor per 100 älgar. Med tanke på att en återintroducerad visentpopulation inledningsvis skulle vara relativt liten kan vi förvänta oss få olyckor, med en ökning när populationen tillväxer och visenterna sprider sig. Om kollisionförhållandet för visent och älg i Sverige skulle motsvara det i Polen skulle det innebära 0,53 olyckor per 100 visenter (Topszewski 2023). Integrering av vägar och järnvägar som potentiella konfliktkällor mellan människor och visent är därför avgörande för vår analys av habitatlämplighet.

Infrastruktur

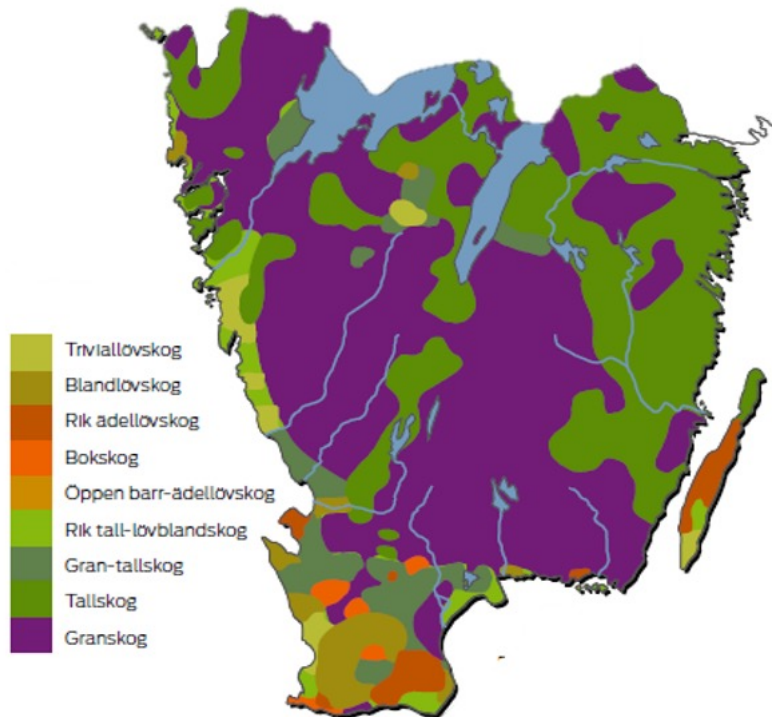
Slutligen måste bebyggelse tas i beaktande vid analys av lämpliga livsmiljöer för återinförande. I en tysk återintroduktionsstudie som syftade till att undersöka lokalinvånarens attityder, övertygelser och stödnivåer för en föreslagen återinföring av europeiska visent i landet, visade sig rädsla för visent ha en påtaglig inverkan på attityderna (Decker *et al.* 2010). Rädsla för visent, och i allmänhet för vilda djur, kan bero av deras kroppsstorlek och en osäkerhet inför att möta dem och inte veta hur man bör agera. I en studie från Litauen noterades det att de flesta respondenter var positiva gentemot närvaron av visent så länge de inte befanns sig i anslutning till deras bostad (Balčiauskas & Kazlauskas 2014). Detta samband var starkare i större städer än i mindre samhällen, där toleransen ökade (Balčiauskas & Kazlauskas 2014). Därför är det viktigt att inkludera bebyggelsestäthet som en konfliktkälla i analysen för att skapa en mer realistisk bedömning av platser som är lämpliga för återintroduktion.

Vår habitatanalys syftar till att undersöka om det finns lämpliga platser för en återintroduktion av visent i Syd- och Mellansverige i förhållande till jordbruk, vägar, bebyggelse, skyddade områden (NATURA 2000) och skogstäckning. För detta användes en '*multi-criteria decision-making approach*' (MCDM) som i huvudsak utgår från mänskliga konfliktkällor och -begränsningar för att identifiera lämpliga regioner. MCDM är en av de metoder som anses ge bäst underlag för beslutsfattande och kan tillämpas inom olika områden (Aruldoss *et al.* 2013, Velasquez *et al.* 2013). MCDM används ofta för analyser av habitatlämplighet inom ekologin (Malczewski 2000, 2006a).

GENOMFÖRANDE

Studieområde

Södra Sverige tillhör den biogeografiska boreo-nemorala regionen; samma som bebos av fria eller halvfria hjordar av visenter i Litauen, Lettland, Belarus och Ryssland (Raczyński & Bołbot 2010). Populationerna i dessa områden har ökat sedan de återintroducerades (Anisimava *et al.* 2015, Marozas *et al.* 2019, Sipko 2009). Klimatförhållanden och växtsamhällen i södra och mellersta Sverige liknande dem i övriga regioner, och består av blandskogar dominerade av *Quercus robur* (som blir ovanligare längre norrut), *Picea abies* och *Pinus sylvestris* (Figur 4).



Figur 4. Skogstyper i Södra Sverige i nutid. Till de triviala trädslagen tillhör bland annat björk, sälg och asp. Blandlövsskog domineras ofta av björk och asp men sälg, rönn och hassel kan också vara vanliga. I ädelövsskog utgör ek, bok och övriga ädelövsart minst 50% och lövsarten minst 70% av beståndet (Wastenson et al. 1996).

Metoder

Alla analyser utfördes i ArcGIS Pro 3.1.1 (ESRI, 2019). Alla variabler skalades om till en upplösning av 60×60 meter och projicerades till det svenska referenssystemet SWEREF 99 TM (SWEDish REference Frame 1999, Transverse Mercator) med meter som måttenhet. Sex variabler användes för att identifiera lämpliga platser för återintroduktion av visent; 1) avstånd till jordbruk, 2) avstånd till vägar och järnvägar, 3) vägtäthet, 4) bebyggelsetäthet, 5) skogstäckning, och 6) avstånd till skyddade områden (Tabell 4).

För att ta hänsyn till skador på grödor beräknade euklidiskt avstånd (kortaste avståndet) till jordbruksmarker för varje cell i rasterfilen. Avståndet till jordbruksmark klassificerades med fördelning efter en kvantil-metod, där längre avstånd från jordbruksmarken ansågs mer gynnsamma, medan kortare avstånd betraktades som mindre fördelaktiga. Vi tillämpade samma fördelnings- och rangordningssystem för avstånd som användes av Lord *et al.* (2020) för jordbruksmarker.

De flesta trafikolyckorna mellan älgar och fordon i Sverige sker på vägar med medelhöga till höga hastighetsgränser, och allra mest längs vägar med hastighetsgränser på 90 km/h. För att få god marginal utgick vi därför från nationella och läns- eller kommunala vägar med hastighetsgränser över 70 km/h i analysen. Åter beräknades euklidiskt avstånd till närmaste väg och järnväg för varje cell i rasterfilen. Likaledes klassificerades ett längre avstånd till vägar och järnvägar såsom mer gynnsamt och vice versa.

Tabell 4. Datakällor för variablerna inkluderad i habitatsanalysen. Namn av variabeln, samt källan, ursprungliga databas och produktionsåret för databas tillhandahålls i tabellen.

Variabel	Källa	Dataset	År
Avstånd till jordbruk	EEA	Corine Land Cover 2018	2018
Avstånd till vägar	Trafikverket	NVDB	2021
Avstånd till järnvägar	Trafikverket	JVG	2022
Vägtäthet	Trafikverket	NVDB	2021
Bebyggelsestäthet	Lantmäteriet	Fastighetskarta	2022
Skogstäckning	EEA	Copernicus Tree Cover Density	2018
Avstånd till skyddade område	Länsstyrelsen	NATURA 2000 Dataset	2022

Vi inkluderade även vägtäthet i vår analys som ett mått på närhet till större samhällen och -städer. Höga tätheter betraktades som mindre lämpliga och lägre tätheter som mer lämpliga. Byggnadstäthet beräknades för alla byggnader större än 50m² för varje cell i rasterfilen. Även byggnadstätheten klassificerades så att höga tätheter betraktades som mindre lämpliga och lägre tätheter som mer lämpliga.

Skogstäckning har visats sig positivt korrelerad med visentförekomst och habitatlämplighet (Kuemmerle *et al.* 2011). Skogstäckning i rasterfilen ger information om procentandelen skog i en rastercell (0 – 100%; rastercell storlek 20x20 m). Skogstäckning rangordnades så att områden med högre täckning ansågs vara mer lämpliga och områden med låg eller ingen skogstäckning ansågs vara mindre lämpliga.

Slutligen inorporerade vi skyddade områden i vår analys, eftersom det är lämpligt för visenter att befinna sig i sådana områden med tanke på att det ofta finns färre bosättningar och mindre mänsklig aktivitet inom och runt skyddade områden än i skyddade områden. Vi inkluderade avståndet till det närmast skyddade Natura 2000-område och rangordnade så att områden närmare skyddade områden betraktades som mer lämpliga jämfört med områden längre bort.

Viktad GIS-analys

För att tilldela vikter (dvs. relativ betydelse) till våra variabler använde vi oss av analytisk hierarkiprocess (AHP; Saaty 1994), ett verktyg inom MCDM som begränsar inkonsekvens och partiskhet (Carver 1991, Malczewski 2006b, Romano *et al.* 2015). AHP är uppdelat i fyra delar: problemstruktureringen, parvisa jämförelser, konsistenskontroll och känslighetsanalys (Hermansson 2014, Saaty & Vargas 2012).

Problemstruktureringen innebär att de kriterierna som anses vara viktiga för beslutet ordnas i en kriteriehierarki (Hermansson 2014). Den andra delen innebär parvisa jämförelser av kriterierna, och konsistenskontroll används för att utvärdera dessa parvisa jämförelser (Hermansson 2014). Efter att konsistenskontrollen har genomförts beräknades vikter för både kriterier och alternativ baserat på de parvisa jämförelserna. Vikterna representerar de poäng som bestämmer den relativa rangordningen av kriterier och alternativ. Vi använde en matris för parvis jämförelse för att rangordna den relativa betydelsen av varje faktor gentemot de andra, en åt gången.

Efter att jämförelsematrisen var fullständigt ifylld genomförde vi en konsistenskontroll (i.e., beräknade konsistenskvoten) för att utvärdera om våra parvisa jämförelser var konsistent. Beräkningar av konsistenskvoten (eng. ‘*consistency ratio*’, CR) kan delas efter förfrågan. Enligt Saaty (1994) bör en jämförelsematris som innehåller fler än fyra element inte ha en konsistenskvot större än 0.1 för att jämförelsematriserna ska vara lämpliga för fortsatt användning i AHP. För att beakta olika scenarier för att utvärdera effekterna av ändring av vikterna på lämplighetsresultaten (Nekhay *et al.* 2009) genomfördes en sensitivitetsanalys med sex olika scenarier och beräkning av konsistenskvoten för alla scenarier. Alla konsistenskvoter var mindre än 0,1 vilket indikerar att våra jämförelsematriser var lämpliga för fortsatt AHP analysen. Konsistensen bland de olika scenarierna var mellan 0,012 och 0,056, vilket indikerar att dessa jämförelser var konsekventa i en logisk följd (dvs. A> B> C; således var A konsekvent starkare än C). En sammanfattning av viktfordelningen och konsistenskvoten för varje iteration finns i Tabell 5.

Tabell 5. Distribution av vikter applicerade i de sex scenarierna använda i känslighetsanalysen. En högre vikt innebär ökad betydelse för variabeln inom ramen för lämplighetsanalysen. För att en jämförelsematris ska anses lämpligt inom AHP analysen bör konsistenskvoten inte vara större än 0,1.

Variabel	Scenario					
	1	2	3	3	4	5
Avstånd till jordbruk	36%	24%	30%	19%	23%	29%
Byggnadstäthet	24%	36%	30%	12%	23%	16%
Avstånd till vägar	16%	16%	17%	31%	23%	16%
Avstånd till järnväg	16%	16%	16%	31%	23%	16%
Vägtäthet	-	-	-	-	-	16%
Skogstäckning	5%	5%	4%	4%	4%	4%
Avstånd till skyddade område	3%	3%	3%	3%	4%	3%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Konsistens	0,052	0,052	0,036	0,056	0,012	0,024

Efter att alla variabelers vikter hade bestämts, alla variabler rangordnades från 1 till 5 baserad på deras lämplighet (vi följde samma metodik och tillämpade när rimligt samma rangordningsintervaller som Lord *et al.* 2020) (Tabell 6). I skalan representerade “1” de minst lämpliga och “5” de mest lämpliga habitaterna. Efter det beräknade vi den viktade summan av alla raster lager för alla sex scenarier genom ‘*Weighted Overlay Analysis*’ i ArcGIS Pro.

De mest lämpliga värdena (rang 4 och 5) konverterades till vektordata och förenklades för att identifiera sammanhängande områden av stora storlekar. De resulterande sammanhängande polygonerna filterades sedan efter storlek. Inledningsvis användes en tröskel på 400 km² (40 000 ha), vilket enligt Lord *et al.* (2020) kan stödja en population på 120 visenter. Vi identifierade även lämpliga områden enligt en andra tröskel på 3333 km² (333 300 ha), vilket skulle kunna stödja en population om 1000 visenter under förutsättning att det finns 60 visenter per 200 km² i enlighet med Ramos *et al.* (2016) undersökning av

populationsstorlek av visent. Sedan överlappades områden större än 400 km² utifrån alla sex scenarier för att identifiera lämpliga områden som uppfyller alla kriterier på lämplighet.

Tabell 6. Varje variabel som ingick i analysen tilldelades rankningar. Dessa rankningar spände mellan 1 och 5, där 1 representerade de minst lämpliga habitaterna och 5 de mest lämpliga habitaterna.

Avstånd till (km)							
Rang	Jordbruk	Vägar	Järnväg	Skyddade områden	Byggnadstäthet	Vägtäthet	Skogstäckning
1	0.00-0.20	0.00-0.30	0.00-0.50	3.00-33.00	200–1600	8–12	0–20%
2	0.20-0.50	0.30-0.60	0.50-1.00	2.00-3.00	100–200	4–8	20–40%
3	0.50-1.00	0.60-1.20	1.00-2.00	1.00-2.00	40–100	2–4	40–60%
4	1.00-1.50	1.20-2.40	2.00-4.00	0.50-1.00	20–40	1–2	60–80%
5	1.50-21.56	2.40-33.0	4.00-254	0.00-0.50	0–20	0–1	80–100%

Restriktivt scenario

I ett konservativt scenario fördubblades avstånden till konfliktkällor för att identifiera områden som uppfyller kraven på lämplighet med en ytterst försiktig och med en konservativ tolkning av de kriterier som används för att definiera sådana områden. Exempelvis ligger områden som bedöms som lämpliga i detta scenario åtminstone 2,5 km från närmaste jordbruksmark, fem km från närmaste väg och sex km från närmaste järnväg (Tabell 7). Dessa områden karaktäriseras dessutom av en byggnadstäthet och vägtäthet som är likvärdig med eller lägre än 10 byggnader per km² respektive en kilometer väg per km² (Tabell 7). Därefter utfördes den viktade GIS-analysen och den linjära kombinationen på samma sätt som för övriga utförda scenarier.

Tabell 7. Rangordning och vikterna tilldelade till variablerna under den konservativa scenarion.

Avstånd till (km)							
Rang	Jordbruk	Vägar	Järnväg	Skyddade områden	Byggnadstäthet	Vägtäthet	Skogs-täckning
1	0.00-0.50	0.00-1.00	0.00-1.00	3.00-33.00	200–1600	9–12	0–20%
2	0.50-1.00	1.00-2.50	1.00-3.00	2.00-3.00	50–200	7–9	20–40%
3	1.00-2.50	2.50-5.00	3.00-6.00	1.00-2.00	10–50	1–7	40–60%
4	2.50-5.00	5.00-7.50	6.00-9.00	0.50-1.00	5–10	0.5–1	60–80%
5	5.00-21.5	7.50-33.0	9.00-254	0.00-0.50	0–5	0–0.5	80–100%
Vikt	19%	17%	17%	5%	17%	17%	8%

Näringsvärde

Tillgången på lämplig föda är en central aspekt att beakta i sökandet efter ett lämpligt habitat. Visenternas kost består av varierande proportioner av gräs och örter samt bete från träd och buskar (se kapitel 5. Biologi för mer detaljer). Födovävanor och kostpreferenser har tämligen noga dokumenterats hos nuvarande europeiska visentherdjordar i olika länder (Borowski & Kossak 1972, Gębczyńska *et al.* 1991, Kowalczyk *et al.* 2011, 2019, Zielke *et al.* 2017, Crowsigt *et al.* 2018), men av naturliga skäl saknas erfarenhet från vilda visenters födoval i en svensk kontext.

Enligt Hoffmanns klassificering av idisslare (Figur 5) är dovhjort (*Dama dama*) mest lik visent med avseende på matsmältningssystem (Hofmann 1989) och födovävanor (Hofmann 1989, Kamler *et al.* 2003). För att överbrygga avsaknaden av kunskap om vilda visenters födopreferens i ett svenskt landskap har vi därför utgått från kostpreferenserna hos dovhjort som en proxy för att identifiera områden med högt betesvärde för visenter. Det möjliggjorde en transpositionsanalys där de etablerade födovävanorna hos dovhjorten fungerade som en indikator för att härleda potentiella betesområden och resursrika områden som är lämpliga för visent.

Noggranna studier av dovhjortens födopreferens har utförts på fastigheten Koberg (ungefär 12 000 hektar) i Västergötland, känd för höga dovhjortstätheter (Nichols *et al.* 2016, Rautiainen *et al.* 2021). Där analyserade först vilka födoväxter som förekom vintertid och i vilka mängder uträknat som kg/ha (torkad vikt) genom att klippa allt som växte på 2136 provytor (från marken upp till 2 m höjd). Analyser av vom innehåll hos 83 dovhjortar fällda under december-mars visar att de framförallt betar på marken även vintertid (30% gräs, 14% örter, 22% markris) och endast 11% var kvistbete (7% barrträd och 4% lövträd). De återstående 23% av vom innehåll bestod av mindre fraktioner av svamp, mossa, lav och div kryptogamer (12%) eller oidentifierbara växtdelar (11%) (P Kjellander, opublicerade data). Hos vinterutfodrade dovhjortar bestod vom innehåll till nästan 50% av ensilage, sockerbeter, morötter mm. Fokuset på vinterfoder berodde på att det sommartid bedömdes finnas mat i överflöd långt från bebyggelse och annan infrastruktur, medan vinterfödan antas vara en begränsad resurs. I denna analys av visentens möjliga foderpreferens har vi därför, utifrån dessa dovhjortsdata, haft som mål att identifiera områden med tillräckligt naturligt förekommande vinterfoder.

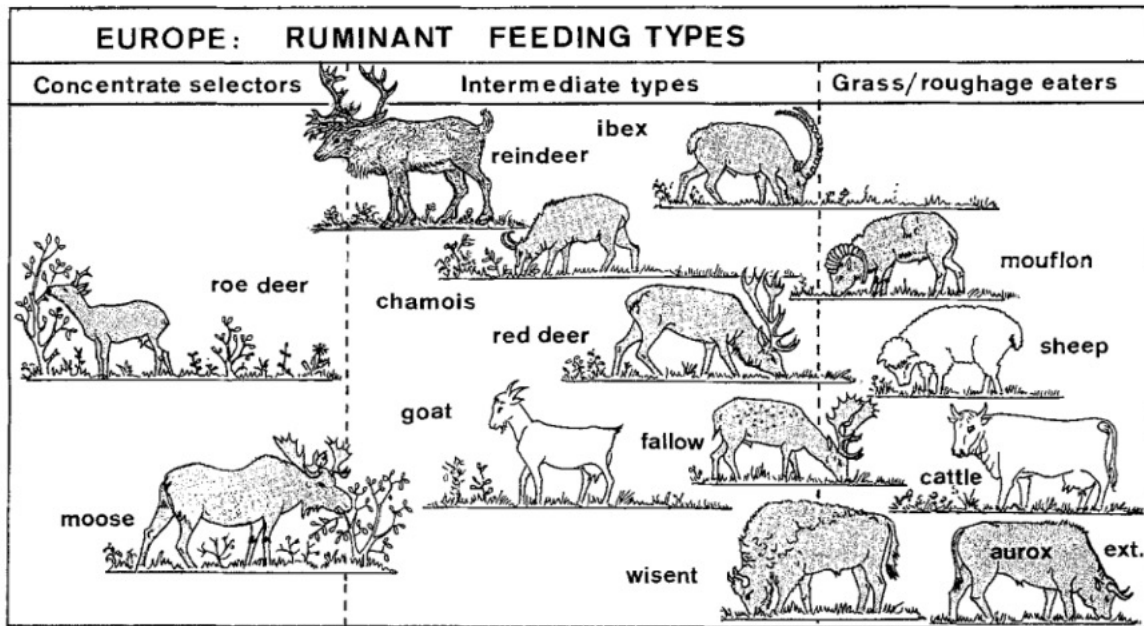
Varje inventerad provyta (n = 2136) klassificerades till en habitatklass med hjälp av Nationella Markttäckedata (NMD; <https://www.naturvardsverket.se/verktyg-och-tjanster/kartor-och-karttjanster/nationella-markttackedata/>) och extraherade ett medelvärde av den ätbara massan (hädanefter, ”födovärde”) som hittades inom varje habitat. Detta resulterade i en lista med 19 habitatklasser och respektive genomsnittliga födovärde (Tabell 8). Det genomsnittliga födovärdet för varje habitatklass interpolerades sedan över Syd- och Mellansverige (studieområdet för visent).

RESULTAT

Viktad GIS-analys

Målet med denna habitatanalys har varit att identifiera lämpliga områden för återintroduktion av visent baserat på tre primära konfliktkällor: jordbruk, infrastruktur och trafikolyckor. För varje specifikt scenario (1–6) skapades en sammansatt indexkarta som täckte hela studieområdets omfattning (Figur 6), där mörkare nyanser representerade mer lämpliga område medan ljusare nyanser indikerade mindre

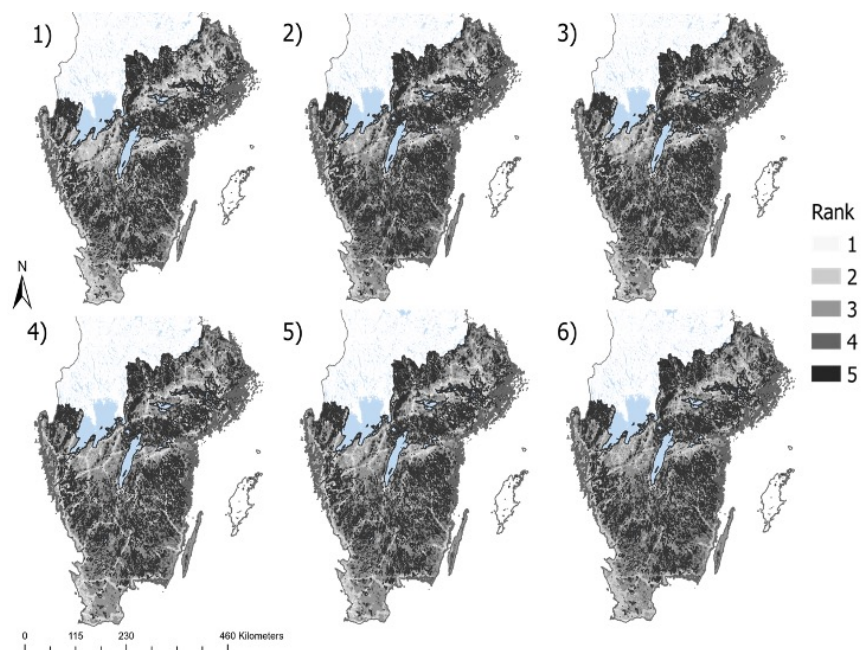
lämpliga område. Den totala ytan för de två mest lämpliga värdena (4 och 5) för varje scenario redovisas i Figur 7 och Tabell 9.



Figur 5. Hofmanns (1989) klassificering av idisslare baserat på morfologin hos deras matsmältningssystem. Vita djur representerar domesticerade arter, medan skuggade djur representerar vilda arter. Ju längre åt vänster, desto bättre är en arts anpassning för att smälta fiber. Källa: Hofmann, 1976-1989.

Tabell 8. Habitatklasser identifierade utifrån dovhjortens födopreferens i Koberg och det motsvarande födovärdet som är förknippat med varje klass. Födovärdet beräknades som genomsnittet av födovärdet för flera provytor inom samma habitatklass i Kobergområdet. Ju högre värdet är, desto större är födovärdet för den habitatklassen.

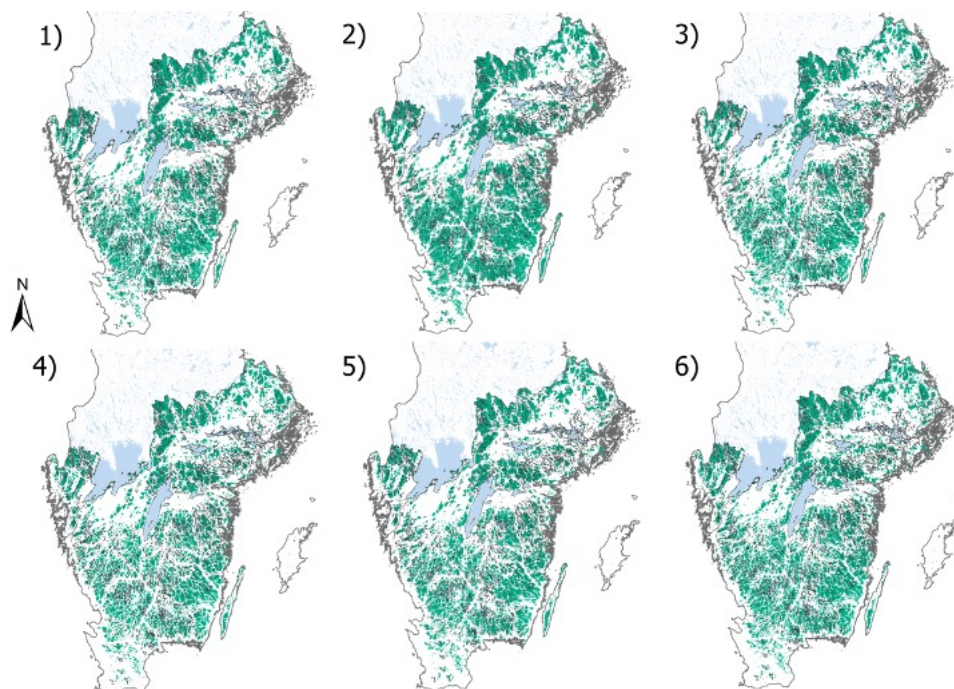
Habitat class	Mean food value
Wetland	851
Arable land	261
Pastures	851
Broad-leaved forest not on mire	851
Broad-leaved forest on mire	851
Coniferous forest 5-15 m	750
Coniferous forest >15 m	782
Coniferous forest on mire	964
Mixed forest not on mire	698
Mixed forest on mire	851



Figur 6. Rangordnade lämplighetsindex för varje scenario (1–6) baserad på avstånd till jordbruk, avstånd till vägar och järnvägar, byggnadstäthet, vägtäthet, avstånd till skyddade område och skogstäckning. Ljusare och mörkare nyanser motsvarar låg lämplighet respektive hög lämplighet för visent.

Tabell 9. Total landareal för de mest lämpliga klasserna (4–5) för varje scenario

Scenario	Land area (km ²)
1	56 772
2	112 272
3	73 871
4	29 223
5	58 539
6	69 027



Figur 7. De mest lämpliga områdenas fördelning enligt vad som framkom ur lämplighetsanalysen för olika scenarier (1–6). Gröna områden representerar högsta lämplighetsklass (4–5).

Lämpliga områden identifierades på både 400 km² och 3333 km² som tröskelvärden. Med ett tröskelvärde på 400 km² var utbudet av lämpliga områden inom olika scenarier mellan 37 (scenario 4) och 53 (scenario 2). Vid en tröskel på 3333 km² var intervallet avsevärt lägre, från 0 (för scenario 4) till 10 områden (scenario 2). Kartor över lämpliga områden för varje scenario presenteras i Figur 8–13 med både tröskelvärden på 400 och 3333 km².

Scenario 1 – Jordbruk

I detta scenario betraktades jordbruk som den mest betydande potentiella konfliktkällan, följt av byggnader och vägar/järnvägar. Vi identifierade 46 lämpliga områden som var lika med eller större än 400 km² och ett område om 3333 km² som var lämpligt. Den största lämpliga ytan var över 7000 km² och sträckte sig över Kronoberg, Jönköping och Kalmar län (Figur 8). Denna stora yta fanns med båda tröskelvärdena (Figur 8), men den innehöll flera spatiala "hål" och saknade en intakt, sammanhängande kärnarea. Det näst största lämpliga området låg i den norra delen av Örebro län och mätte ungefär 3000 km². Detta område har en stabil, intakt kärnarea och är omgivet av flera andra stora områden av lämpligt habitat.

Scenario 2 – Bebyggelse

I detta scenario betraktades bebyggelse och infrastrukturer som den mest betydande potentiella konfliktkällan, följt av jordbruk och vägar/järnvägar. Vi identifierade 46 lämpliga områden som var lika

med eller större än 400 km² och 10 om 3333 km². Den största lämpliga ytan var över 12 000 km² och låg i den sydöstra delen av studieområdet (samma som i scenario 1; Figur 9). Denna stora yta fanns med i båda tröskelarealerna och även om den fortfarande hade flera spatiala "hål" hade den en mer intakt, sammanhängande kärnarea. Det näst största lämpliga området låg i Hallands, Jönköpings och Västra Götalands län och mätte ungefär 11 500 km². Detta område hade ingen stabil, intakt kärnarea och innehöll flera 'håligheter'. Liknande scenario 1, innehöll Örebro och Västmanlands län flera lämpliga områden större än 400 km² med en intakt och stabil kärnarea, omgivna av flera andra lämpliga områden.

Scenario 3 – Jordbruk och bebyggelse

I scenario tre betraktades jordbruk och bebyggelse som de främsta potentiella konfliktkällorna, följt av vägar/järnvägar. Vi identifierade 47 lämpliga områden som var lika med eller större än 400 km² och fem om 3333 km². Den största lämpliga ytan uppgick till cirka 8445 km² och låg i den sydöstra delen av studieområdet (samma som i scenario 1 och 2; Figur 10). Trots att detta stora område fanns med i båda tröskelvärdena (Figur 10) uppvisade det flera spatiala "hål" och saknade en mer intakt, sammanhängande kärnarea. Det näst största lämpliga område återfanns i den norra delen av Örebro län och uppmätte ungefär 5600 km². Detta område hade två kärnområden som var åtskilda av större 'håligheter' (dvs områden som inte föll ut som lämpliga), men vardera kärnområden som var sammanhängande och intakta.

Scenario 4 – Infrastruktur

I detta scenario betraktades vägar och järnvägar som den mest betydande potentiella konfliktkällan, följt av jordbruk och bebyggelse. Vi identifierade 37 lämpliga område som var lika med eller större än 400 km² och inga om 3333 km². Den största lämpliga ytan var över 2700 km² och låg i den nordligaste delen av studieområdet, i Örebro län (Figur 11). Detta område hade en intakt och sammanhängande kärnarea belägen i norr medan den var mer fragmenterad i söder. Liksom i tidigare scenarier identifierades flera område större än 400 km² med lämpligt habitat i Örebro och Västmanlands län.

Scenario 5 – Jordbruk, bebyggelse och infrastruktur

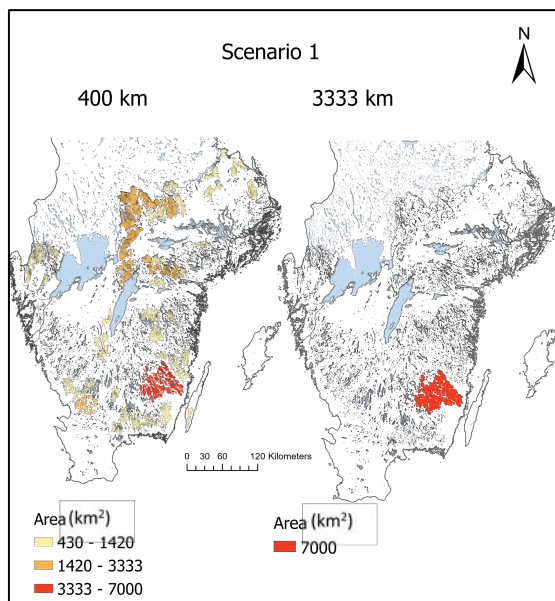
I detta scenario tilldelades jordbruk, bebyggelse samt vägar/järnvägar likvärdig vikt som potentiella konfliktkällor. Vi identifierade 49 lämpliga områden som var lika med eller större än 400 km² och två om 3333 km². Det största lämpliga området var över 7400 km² och låg i den sydöstra delen av studieområdet (Figur 12). Detta område innehöll flera spatiala "hål" och hade inte en kontinuerlig, intakt kärnarea. Den näst största lämpliga ytan låg i Örebro län och mätte ungefär 5000 km². Detta område hade två stabila, intakta kärnområden, ett beläget mer i den norra delen av området och ett i den södra delen. Likt tidigare scenarier innehöll Örebro och Västmanlands län flera lämpliga områden större än 400 km² med en intakt och stabil kärnarea, omgivna av flera andra lämpliga områden.

Scenario 6 – Jordbruk (med vägtäthet)

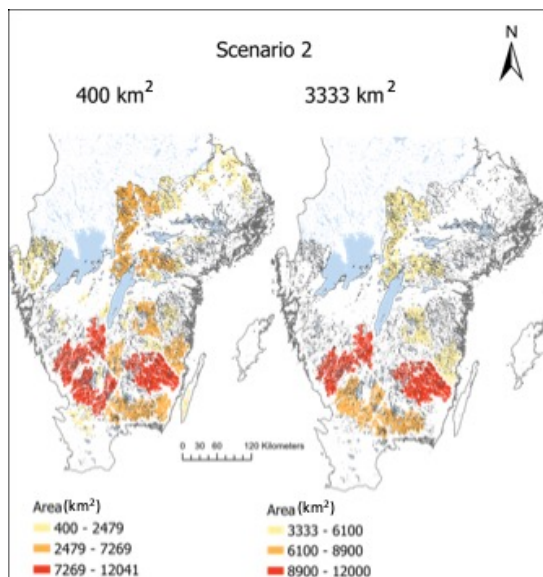
I detta scenario ansågs jordbruk vara den mest betydande potentiella konfliktkällan, följt av bebyggelse samt vägar/järnvägar som tilldelades samma vikt. I detta scenario inkluderades även vägtäthet som den

fjärde viktigaste konfliktparameter. Vi identifierade 53 lämpliga områden som var lika med eller större än 400 km² och två om 3333 km². Den största lämpliga ytan var över 8000 km² och låg i den sydöstra delen av studieområdet (Figur 13). Denna stora yta fanns med i båda tröskelvärdena, men den innehöll flera inre "hål" och uppvisade inte en intakt, sammanhängande kärnarea. Det näst största lämpliga området låg i den norra delen av studieområdet, i Örebro län, och mätte över 5500 km². Detta område hade två intakta och sammanhängande kärnområden, ett i söder och ett i norr, och var omgivet av flera andra lämpliga områden större än 400 km².

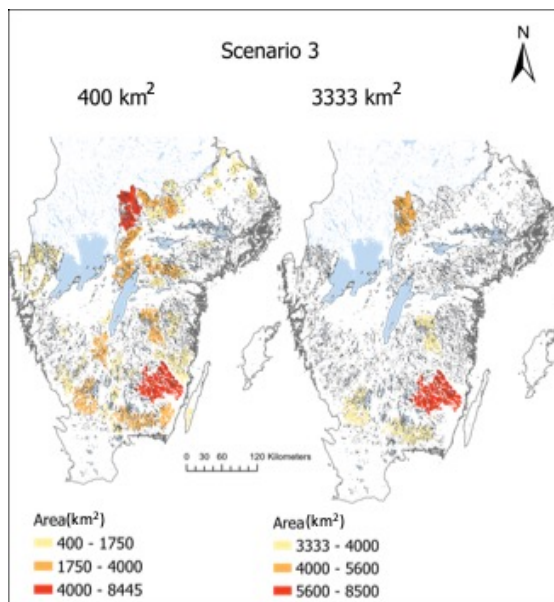
Varje scenario genererade olika antal lämpliga områden, men det är viktigt att notera att många områden identifierades upprepade gånger med liknade totala markområdesrankningar i olika scenarier (Figur 8-13). Det största lämpliga området hittades under scenario 2 och sträckte sig över tre län: Jönköping, Kalmar och Kronoberg (Figur 9). Området är ganska rektangulärt till formen med en tandad kant, men kärnområdet var inte intakt och sammanhängande då det uppvisade inre "hål". Detta område identifierades även i ytterligare fyra av övriga scenarier (sammanlagt fem av sex) i liknande areal. Större lämpliga markområden identifierades även i Örebro och Västmanlands län, och dessa områden hade en intakt och stabil kärnarea och var omgivna av flera andra lämpliga områden. Resultaten från känslighetsanalysen visade att platsernas lägen och fördelning för varje klass av lämplighet samt de största, sammanhängande områdena förblev relativt konstanta i de olika scenarierna.



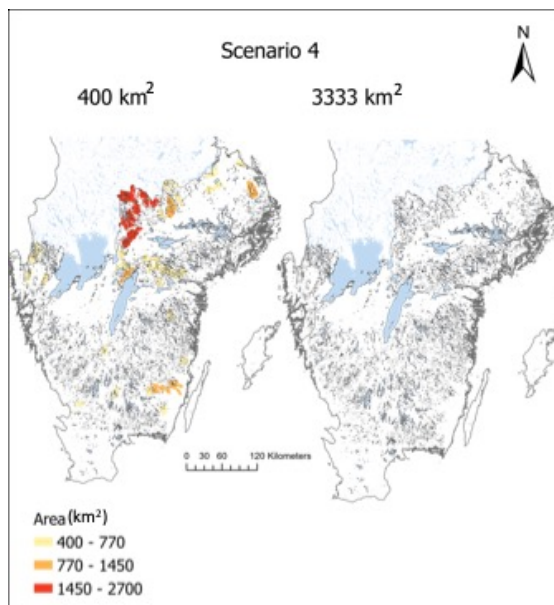
Figur 8. Lämpliga områden (rangordning 4–5) lika eller större än 400 och 3333 km² för scenario 1. Färgerna betecknar storleksklasser för lämpliga områden.



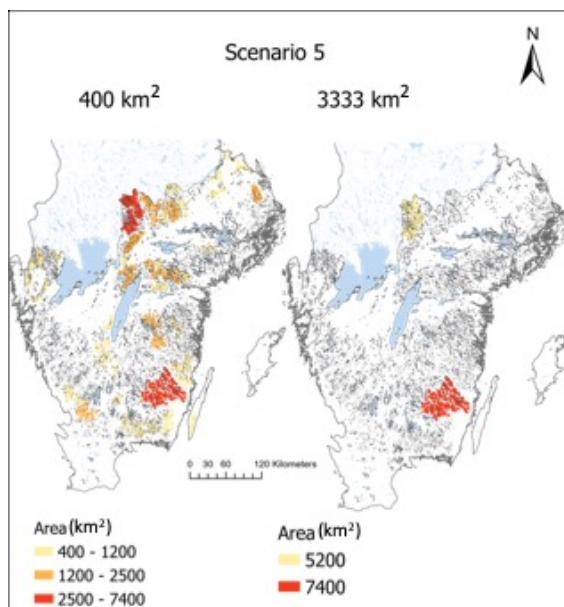
Figur 9. Lämpliga områden (rangordning 4–5) lika med eller större än 400 och 3333 km² för scenario 2. Färgerna betecknar storleksklasser för lämpliga områden.



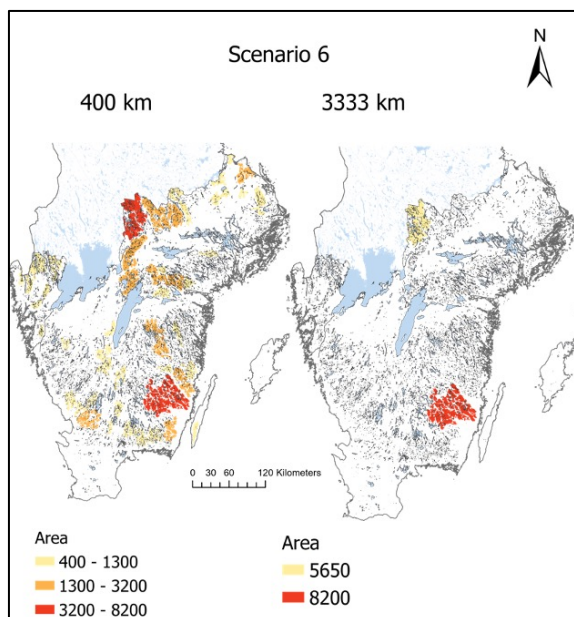
Figur 10. Lämpliga områden (rangordning 4–5) lika med eller större än 400 och 3333 km² för scenario 3. Färgerna betecknar storleksklasser för lämpliga områden.



Figur 11. Lämpliga områden (rangordning 4–5) lika eller större än 400 och 3333 km² för scenario 4. Färgerna betecknar storleksklasser för lämpliga områden.



Figur 12. Lämpliga områden (rangordning 4–5) lika eller större än 400 och 3333 km² för scenario 5. Färgerna betecknar storleksklasser för lämpliga områden.



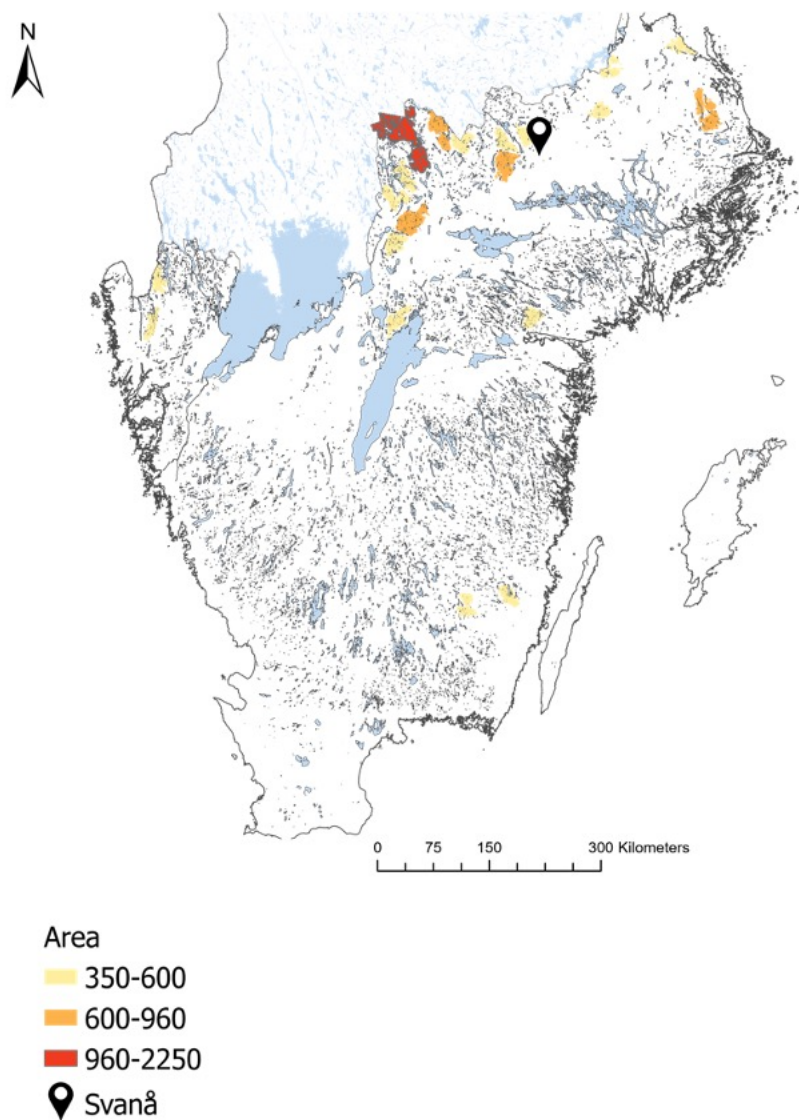
Figur 13. Lämpliga område (rangordning 4–5) lika eller större än 400 och 3333 km² för scenario 6. Färgerna betecknar storleksklasser för lämpliga områden.

Restriktiv strategi

I den mer restriktiva analysen identifierades 20 sammanhängande områden som översteg 400 km², men inget av dem uppnådde en area på 3333 km² eller mer. Det största lämpliga området lokaliserades i den norra delen av Örebro län (Figur 14, markerat i rött), och sträckte sig över ungefär 2260 km², bestående av två huvudsakliga stabila kärnområden. I centrala delen av Västmanlands län identifierades tre sammanhängande områden som överskred 400 km², åtskilda av en huvudväg och en sjö. Samtliga tre områden inrymde stabila och sammanhängande kärnområden som dock var geografiskt mer isolerade i denna restriktiva analys jämfört med enskilda scenarier (se scenario 1-6 ovan). Ytterligare områden som föll ut som lämpliga i den restriktiva analysen återfanns i norra och nordöstra Uppland, nordöstra Västergötland, på gränsen mellan Sörmland och Östergötland, västra Dalsland (areal) samt i östra Småland (Figur 14). Genomgående omfattade dessa områden mindre areal än dem i Örebro och Västmanland (se Figur 14).

Överlappning

De områden som föll ut vid överlappning av lämpliga områdena mindre än eller lika med 400 km² i de sex scenarierna (Figur 15, Tabell 10) överensstämde i huvudsak med dem från den restriktiva analysen (Figur 14). De stora, sammanhängande områdena i Örebro och Västmanland är fortfarande kvar och med en intakt kärnarea. Några områden i mellersta och västra Småland (på gränsen till Halland) har tillkommit.

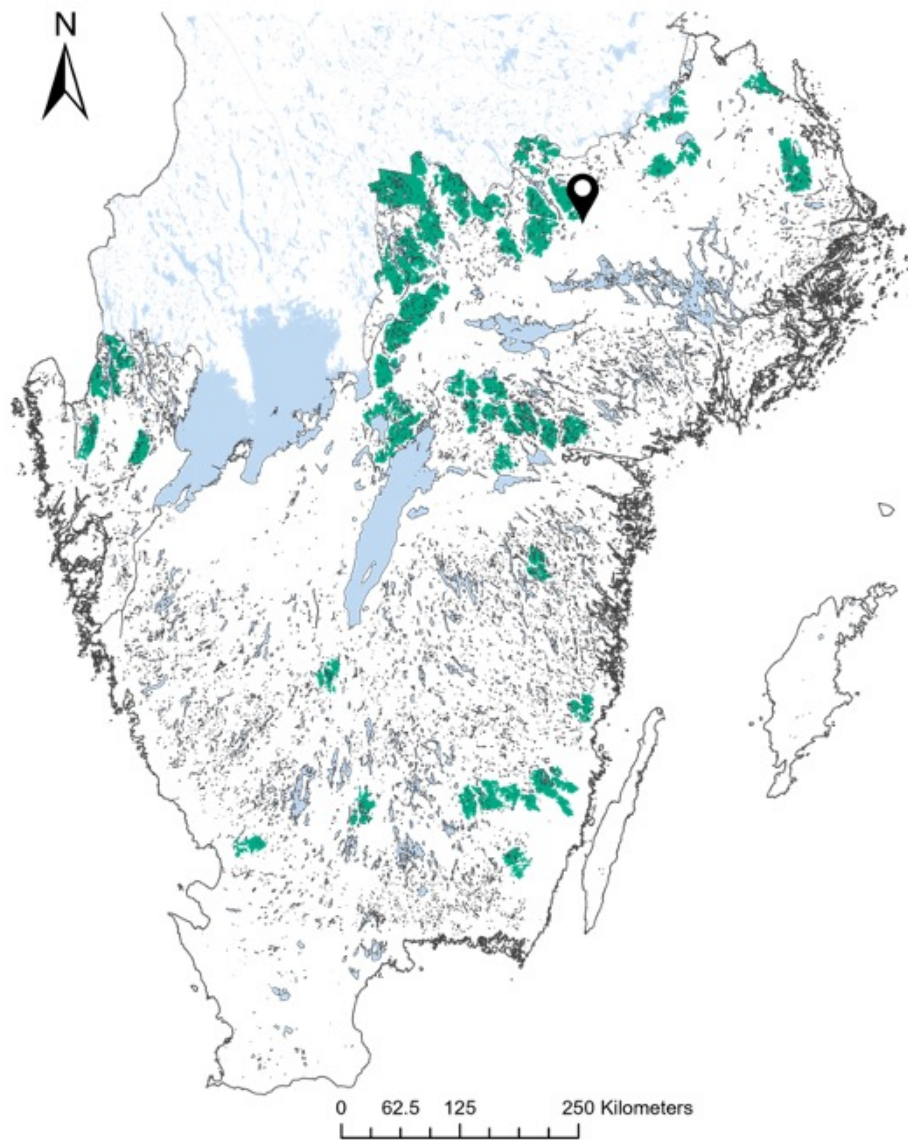


Figur 14. Lämpliga område (rangordning 4–5) lika eller större än 400 och 3333 km² för ett konservativt scenario. Färgerna betecknar storleksklasser för lämpliga områden.

Vinterföda (dovhjort proxy)

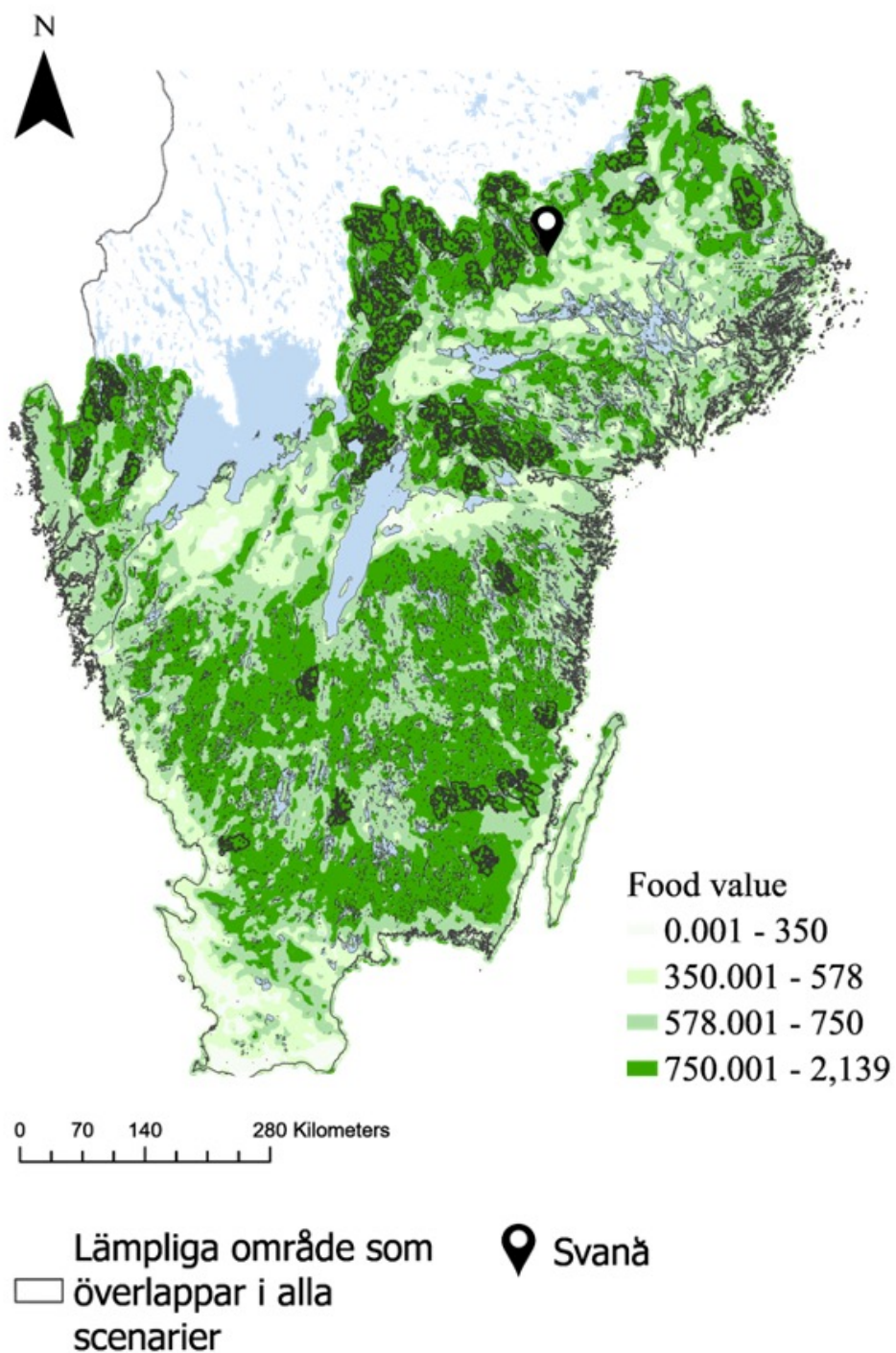
Figur 16 visar interpolerade födovärde över hela studieområdet. Den mörkare gröna färgen indikerar områden med högre födovärde för visenter under vintertid (baserat på dovhjortens betesval i Västergötland). Många av de mörkare gröna områdena överlappar med lämpliga områdena identifierade genom vår habitatlämplighetsanalys (svarta polygoner). Detta tyder på att de lämpliga områdena med låg konfliktrisk även har högt födovärde för visenter under vintern.

Vi bedömer att en återintroduktion av visent i första hand bör övervägas i de områden som framträder (tydligast) i Figur 14 och Figur 15. De har den lämpligaste kombinationen av habitat och vinterföda (Figur 16) och minst konfliktyta i relation till människa.



- 📍 Svanå
- Lämpliga område som överlappar i alla scenarier

Figur 15. Överlappande lämpliga områden (rangordning 4–5) lika eller större än 400 och 3333 km² från de sex scenarier som ingick i känslighetsanalysen.



Figur 16. Interpolerad födovärde av olika habitatklasser för visenter under vinter. Födovärde motsvarar den ätbara massan inom olika habitat. Födovärde analys baserades på data från dovhjort i Koberg i sydvästra Sverige. Mörkare gröna färger indikerar högre födovärde. De svarta polygonerna motsvarar lämpliga område identifierade med habitatlämplighetsanalys baserad på olika konfliktkällor (jordbruk, byggnad, vägar).

Tabell 10. Antalet lämpliga överlappande områden (rangordning 4 – 5) och den totala arean per län. Lämpliga område var lika eller större än 400 km². De röda siffrorna motsvarar arealen för lämpliga områden som delas av flera län.

Län	Antal lämpliga område (400 km ²)	Totalt lämpligt område (km ²)
Örebro	12	10800
Västmanland	8	4200 + 1614
Östergötland	8	3100
Västra Götaland	6	2100 + 855
Uppsala	5	2500
Kalmar	5	1800
Kronberg	4	1900
Jönköping	2	413
Stockholm	1	1120
Halland	1	385

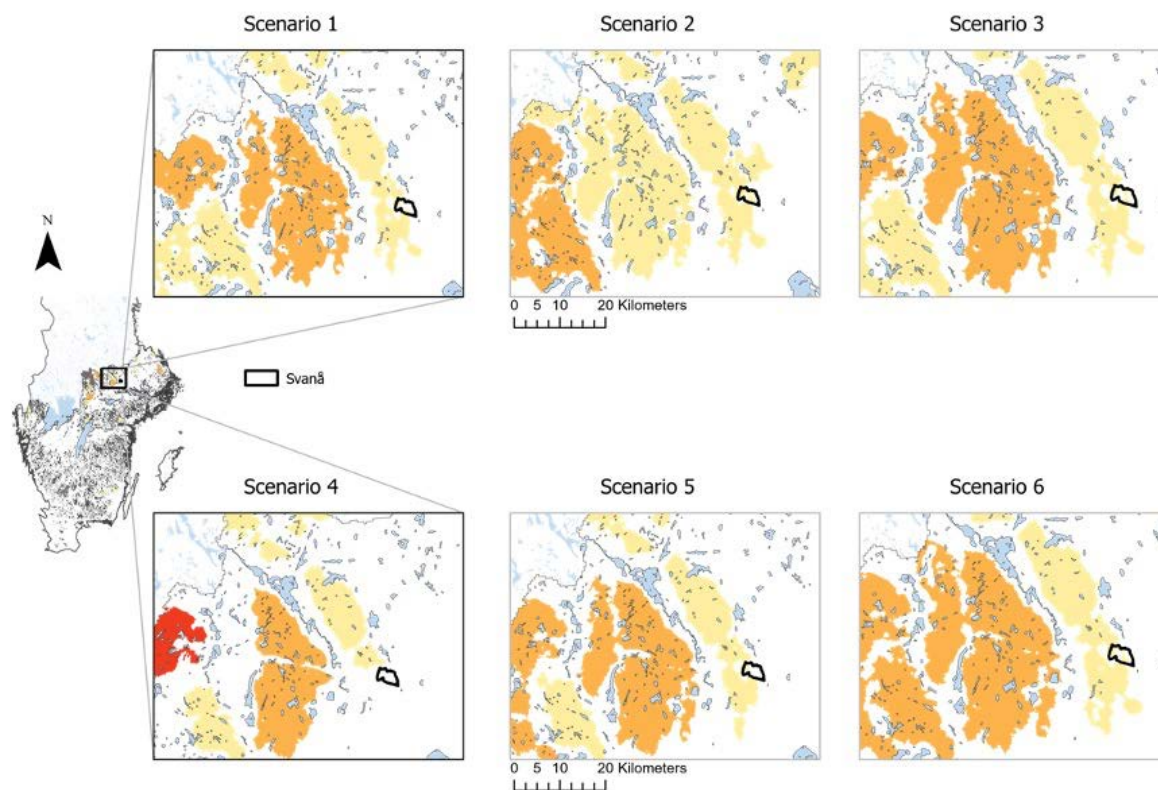
Habitatanalys Svanå

Svanå är en fastighet belägen i Västerås kommun i Västmanlands län som ägs och förvaltas av Skogssällskapet. I enlighet med uppdraget har vi gjort en fokuserad analys av Svanås lämplighet för en utsättning av visent. Fastigheten består av ett sammanhängande skifte om sammanlagt 1100 hektar varav 940 hektar produktiv skogsmark. Svanå ligger inom ett område som fallit ut som lämpligt för visent i fem av sex scenarier utifrån arealer lika med eller större än 400 km² (Figur 17). För de scenarier där Svanå inte ingår inom ett lämpligt område beräknade vi avståndet till närmaste sådant område (Tabell 11).

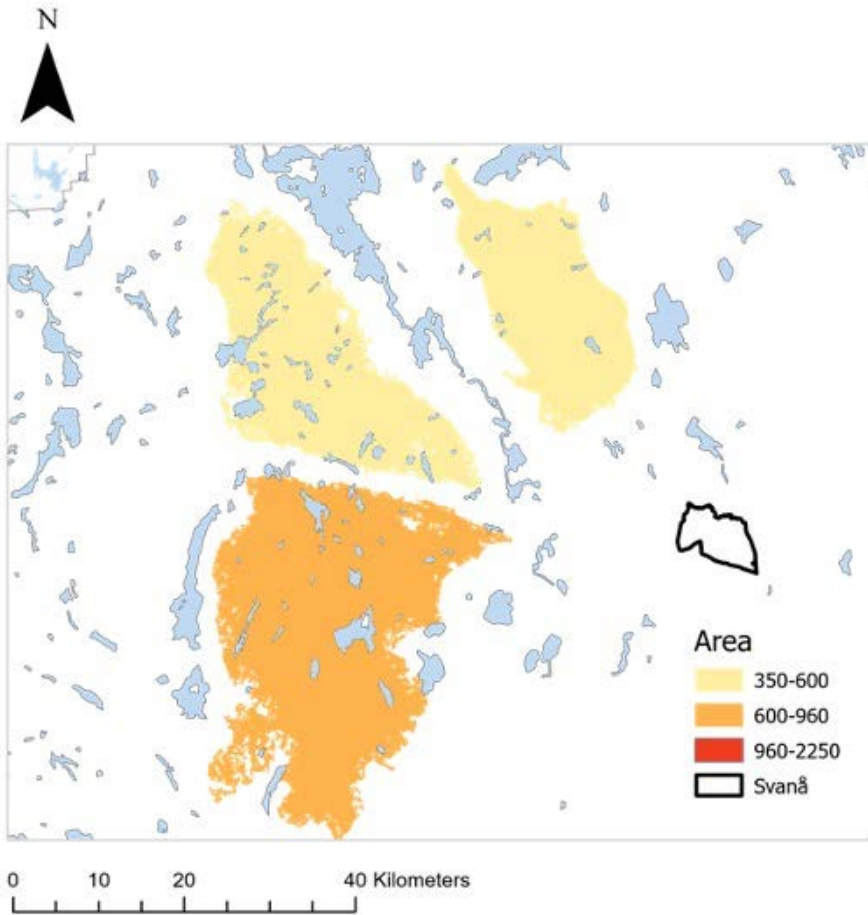
Tabell 11. Visar hur stor areal av Svanå som omfattas av områden som fallit ut som lämpliga för visent under olika scenarier (se ovan), motsvarande procentandelen av Svanå, samt avståndet till närmaste lämpliga område för de scenarierna där Svanå inte föll som lämpligt.

Scenario	Areal inom lämpligt område (km ²)	Procent av total landareal (%)	Avstånd (km)
1	2.35	18	0
2	6.40	58	0
3	3.64	32	0
4	0.00	0	1.3
5	1.56	14	0
6	4.16	38	0
Restr.	0.00	0	16

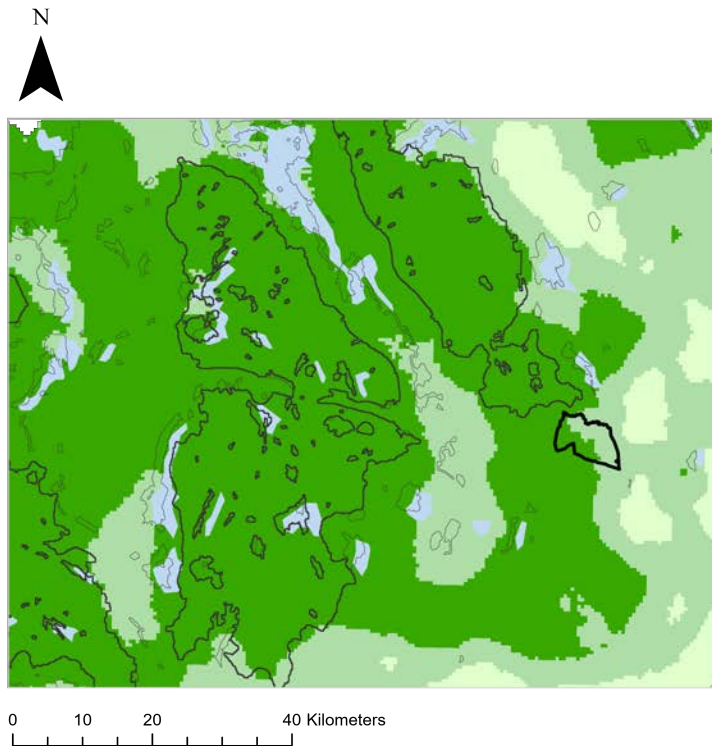
Under det mer restriktiva scenariot låg Svanå inte inom ett lämpligt område. Det närmaste lämpliga området låg då ungefär 16 km norr om Svanå. En möjlig fördel är att alla områden som fallit ut som lämpliga för visent i närheten av Svanå hade en kontinuerlig, stabil kärnarea med få eller inga geografiska håll, oavsett vilket scenario det handlade om (Figur 18). Likaledes indikerar foderanalysen att det finns gott om habitat med lämpligt foderunderlag såväl inom fastigheten såväl som i närheten (Figur 19). Födovärde inom Svanå låg mellan 578 och 800 (Figur 19).



Figur 17. Lämpliga områden (≥ 400 km²) för varje scenario (1–6) i förhållande till Svanå. De olika färgerna på polygonerna indikerar ökande areal (gul lägsta; röd högsta) av habitatfläcken. Den svarta polygonen representerar Svanå.



Figur 18. Lämpliga områden ($\geq 400 \text{ km}^2$) för kombinationen av scenario 1–6 i förhållande till Svanå. De olika färgerna på polygonerna indikerar ökande areal (gul lägsta; röd högsta) av området. Den svarta polygonen är Svanå.



- ▭ Svanå
- ▭ Lämpliga område som överlappar i alla scenarier

Food value

- 0.001 - 350
- 350.001 - 578
- 578.001 - 750
- 750.001 - 2,139

Figur 19. Interpolerad födovärde av olika habitatklasser för visenter under vinter i områdena runt Svanå. Födovärde motsvarar den ätbara massan inom olika habitat. Födovärde analys baserades på data från dovhjort i Koberg i sydvästra Sverige. Mörkare gröna färger indikerar högre födovärde. De svarta polygonerna motsvarar lämpliga område identifierade med habitatlämplighetsanalys baserad på olika konfliktkällor (jordbruk, byggnad, vägar).

9. Samhälle

Vilda djur är viktiga för såväl människor som landskapet de befinner sig i. Vi kan glädjas åt deras närvaro, vi kan nyttja dem som resurs och vi kan studera dem och deras påverkan på ekosystemet. Lång tid av utveckling och urval har gjort alla arter mer eller mindre anpassade till separata livsutrymmen (nischer) i ett flerartssystem med växter, djur, svampar och encelliga organismer. Dessa livsutrymmen är stadda i ständig förändring, vilket nödvändiggör en kontinuerlig anpassningsförmåga hos alla arter. De arter som inte hinner eller kan anpassa sig till en förändring försvinner.

Människan har mycket stor påverkan på alla arters livsutrymme, har haft så i lång evolutionär tid, och kan antas ha fortsatt mycket stor inverkan. Troligen har människan som art störst enskild påverkan av någon nuvarande eller tidigare förekommande art. Förändringar som induceras av människan är ofta snabba och radikala. Det kan vara allt från ett jaktligt fokus till en förändring av markanvändning eller klimat. Många arter hinner inte anpassa sig till dessa snabba förändringar, och en avsevärd mängd arter har därför dött ut. Det talas om det sjätte stora utdöendet av arter i jordens historia, under det som allt oftare kallas ”*antropocen*”, människans tidsålder. Detta sorgliga faktum medför ett ansvar, vilket faktiskt människan faktiskt är kapabel att ta, i motsats till andra djurarter.

Vilt och människa

Det stora utdöendet under människans tidsålder inleddes med den moderna människans spridning ut ur Afrika, där vår art utvecklades. Den tvåbenta, effektiva jägaren spred sig över kontinenter som var fulla med djur som inte anpassat sig till främlingen. De blev enkla byten. Människan var troligen den främsta orsaken till att det som kallas den pleistocena megafaunan dog ut. Det inleddes med försvinnandet av jättesengångare, grottbjörnar, mammutar och ullhåriga noshörningar, och fortgår in i våra dagar med hoten mot flera av de stora däggdjuren och fåglarna i Afrika och Asien.

I Europa fortgick försvinnandet av megafaunan tills den sista, vilda visenten sköts av hungriga soldater i slutet av första världskriget (1919). Innan dess hade uroxen (1627) och tarpanen, en liten vildhäst, utrotats (1879). På många håll var klövdjuren undanträngda till ett minimum, och hetsjakten på de stora rovdjuren pågick för fullt. Utan vilda bytesdjur blev de senare ett större hot mot tamdjuren, vilket ökade trycket mot de senare. I Sverige var det skottpengar på varg till 1965.

Megafauna definieras vanligen som djur med en kroppsvikt över 50 kg. Med sin kroppsstorlek får de per individ ett större inflytande på det omgivande landskapet. Det kan vara genom predation och/eller bete, omnivori eller asätande, men även genom tramp, grävande och dyngspridning. Detta gör att dessa stora djur ofta får en påtaglig inverkan på människans intressen i landskapet. Stora rovdjur kan predera på våra tamdjur, stora växtätare kan beta våra grödor, skogar eller rabatter. De kan trampa ned eller böka upp grödor, barkflänsa eller feja träd. Bävern kan anlägga dammar.

Som synes gör de vilda djuren ofta samma saker som vi. Det är faktiskt det som gör några av dem till mycket intressanta för såväl oss som den biologiska mångfalden. I en tid när människans småskaliga brukande minskar, och alltmer omvandlas till ett rationellt och kostnadseffektivt skogs- och jordbruk inriktat på några få arter, ofta odlade i monokultur, behövs landskapsingenjörer som inte gör det perfekta och förväntade. Stora djur som tillfälligt eller kontinuerligt skapar variation i landskapet. Detta är ett av de

viktigaste argumenten för att återintroducera vissa arter som kan ha viktiga funktioner i landskapet, i ekosystemet.

I Sverige har på ungefär hundra år mer än 70% av hagmarkerna försvunnit och ersatts med skog, företrädesvis gran på cirka en miljon hektar, en yta som motsvarar tre Gotland (se Emanuelsson 2009, Cousins *et al.* 2015). Detta har haft många negativa konsekvenser för det öppna och brutna landskapets biologiska mångfald. Det som har hänt är att många av våra tama betesdjur försvunnit från, framförallt, skogslandskapet. Det finns fortfarande tamdjurshållning och -produktion, men betet sker i högre grad på vallar, som ofta gödslas och sås om regelbundet för att upprätthålla växtproduktionen.

De vilda djuren, å andra sidan, följer inga givna ramar, de rör sig fritt i landskapet och betar där det för tillfället passar eller där betesunderlaget är attraktivt. I Sverige finns dock företrädesvis växtätare som specialiserat sig på busk- och slyskiktet, medan de stora gräsätarna saknas. Visent, uroxe och tarpan är utdöda. För att återfå dessa stora gräsätares ekosystempåverkan måste vi återföra dem i vilda populationer. För uroxe och tarpan kan det bli svårt, eftersom de är utdöda, men visenten finns kvar i kontinentala Europa. Kanske kan visenten bli framtidens landskapsvårdare i Sverige, i en tid där vår egen djurhållning rationaliseras bort från landskapet?

Vilt och samhälle

Vilda djur interagerar med oss människor, en del arter mer än andra. Vissa vilda djur har till och med anpassat sig väl till urbana miljöer, och lärt sig nyttja de möjligheter som människan skapar. Precis som det lågintensiva brukandets betydelse för det öppna landskapets artrikedom skapar dagens urbana miljöer förutsättningar för en del arter, det rationellt brukade skogs- och jordbrukslandskapet förutsättningar för andra arter. Bristen på variation och oförutsägbarhet är dock ett problem med det moderna landskapet. Vissa grupper av arter gynnas i urbana miljöer, exempelvis kråkfåglar, duvor, råttor och möss, men det stora flertalet får problem eftersom livsutrymmet är så avsmalnat. Andra arter gynnas av ett rationellt jord- och skogsbruk, exempelvis mellanstora predatorer som räv och grävling samt vissa rovfåglar, vars födosök underlättas av landskapets förutsägbarhet. Bytesdjuren blir helt enkelt ihop trängda på mindre ytor.

Vissa arter som gynnas i vårt landskap bryter dock sönder de monotona mönster som den moderna människan skapar. Det innebär en utmaning för oss och våra ekonomiska intressen i landskapet. Vilda djur kan även sprida sjukdomar till människor och tamdjur, och stora djur kan även utgöra problem och risker i trafiken.

Precis som det finns gränser för hur stor förlust av biologisk mångfald mänskligheten kan bära utan att våra möjligheter att leva på planeten går om intet, finns det även gränser för hur mycket påverkan från vilda djur de areella näringarna kan bära. Enskilda brukare kan exempelvis drabbas mycket hårt av enskilda rovdjursangrepp, en grupp vildsvin som bökar, eller en flock dovhjortar som betar. Visenter är inget undantag (se sektionen om påverkan areella näringar nedan). Nyckeln till framgång är ett nyttjandeperspektiv där olika intressen balanseras och tillgodoses. Det är även den insikt som förmedlades i Brundtlandrapporten, där ekologiska, sociala och ekonomiska faktorer måste balanseras för att nå långsiktigt hållbara lösningar (Brundtland *et al.* 1987). Vid en återintroduktion av visenter kan det finnas anledning för regeringen och Naturvårdsverket att överväga om skador orsakade av visenter ska ge möjlighet till ersättning (se kapitel 6. Juridik).

Visent och människa

Författargruppens egna erfarenheter är att vilda visenter allmänt undviker människor och drar sig undan vid kontakt. Det verkar finnas en tydlig könsskillnad där kor med kalvar drar sig undan på relativt långt avstånd, medan äldre tjurar helt enkelt står kvar, och markerar sitt missnöje (reser sig, viftar på svansen, grymtar, skakar på huvudet, skrapar med hovarna) om man kommer för nära. Det tycks även vara så att vilda visenter håller sig kvar längre på öppna ytor, förmodligen för att ha bättre kontroll över den upplevda (eller reella) inkräktaren.

Av sammanlagt 12 ansmygningar på plats i Białowieża (på sex pejlade djur, varav två tjurar och fyra kor) gick djuren undan i samtliga fall förutom ett där djuret (en tjur) sakta gick undan ca 50 meter i taget och efter ca 150-200 meter stannade och stod kvar (P Kjellander pers obs). Tjurarna bedöms även vara mindre vaksamma än kor, speciellt om de går ensamma och är intensivt utfodrade (habituerade). Om de överraskas springer de dock med full kraft oavsett habituering. Närgränsen vid flykt tycks gå vid ca 50 meter för tjurar och ca 100 m för kor. Luksinnet tycks vara viktigaste sättet för visenterna att hålla uppsikt, emedan synen verkar begränsad. Större grupper är mer skygga och drar sig konsekvent undan människor med en närgräns om ca 150 - 200 meter. När större grupper börjar springa är det en imponerande men svårstoppad massa som brakar iväg (i skogen). Flyktsträckan verkar i allmänhet inte vara längre än 100 - 200 meter (i ett fall uppåt 500 meter) om orsaken till störningen inte följer efter. Den ensamma sändartjur som till slut inte gick undan mer förföljdes dock i ca 200 meter då den slutligen stannade och började uppvisa vissa hotbeteenden.

Kor med kalvar drar sig undan om störda i skogen, under relativt lugn, inte lättstressade, men håller gärna minst 50 meter distans. Det tenderar även till att röra sig vertikalt eller snett bort från besökarens ankomstriktning, troligen för att ha uppsikt över den potentiella inkräktaren (C-G Thulin pers obs). Ensamma tjurar är mindre flyktbenägna, börjar med att stirra ut besökaren, visar irritation genom att vifta på svansen, svänga med huvudet och stampa/skrapa med framhovarna. Uttrycken för irritation och aggressivitet ökar under 30 meter. Personalen vid däggdjursinstitutet i Białowieża ger rådet att ta skydd bakom större träd om man blir attackerad. Det är av förklarliga skäl oklart vad som händer om man står kvar och konfronterar en attack. Om fler än två personer närmar sig minskar benägenheten att attackera, och även tjurar drar sig hellre undan lite diskret, i likhet med korna gärna i sidled eller snett bortåt (C-G Thulin pers obs).

Även visenter som hålls i stora hägn under ferala förutsättningar, dvs inte är habituerade på människor, utfodras diskret eller inte alls, och i vissa fall jagas (ex Bornholm, Eriksberg) undviker människor och/eller drar sig undan vid kontakt. Habituerade visenter i hägn, som utfodras och har mycket kontakt med människor, skötare såväl som besökare, kan dock vara påträngande och aggressiva. I vissa fall blir de påträngande för att de vill ha mat, vilket i sig blir farligt då det är stora djur. Även om de inte avser att skada kan de orsaka stor skada bara genom att klämma, trycka eller göra häftiga rörelser. Det finns även visenter som kan vara direkt aggressiva, och mer eller mindre omotiverat gå till anfall mot personer i och utanför hägnen. Den gängse erfarenheten är att riskerna är störst vid utfodring, när kalvarna är små, eller vid brunsten. Stor försiktighet måste iakttas vid kontakt med habituerade visenter i hägn.



Foto 1: Visentko med kalv i polska delen av Białowieżaskogen.

Hägnens utformning varierar också stort; i de flesta djurparker är hägnen förstärkta av starka trä- och/eller metallkonstruktioner, i andra (som ex Kransvlaak, Nederländerna) räcker 130 cm stängsel med eltråd. Visenthägnen på Bornholm är omgärdat av ett två meter högt viltstängsel, klappdörrar och färister. Endast vid snöfall stängs väggrindarna eftersom det finns en risk att färisterna då snöar igen och visenterna därmed kan ta sig över dem. I Gates (2006) finns en detaljerad beskrivning och rekommendationer om hur amerikansk bison kan hägnas med bibehållen rörlighet av såväl människor som andra arter.

Vissa visenter i hägn framstår som relativt lugna, exempelvis jämfört med samgående boskap. De flesta djurhållare är noga med att alltid hålla distans till visenterna, att undvika trängsel, och som regel använda fordon vid utfodring och transport i hägnet. Många djurparksvisenter söker som sagt upp besökare och personal för att tigga mat och interagera. I några av parkerna är man väldigt noga med att inte interagera med visenterna, undviker att gå in i samma hägn som dem, och ha ett system med olika fällor som man slussar dem med vid hantering, mockning och utfodring. I några av hägnen klassas visenterna som största riskkategori.

I visenthägnen på Bornholm rekommenderas besökarna att hålla minst hundra metes avstånd. Vid studiebesöket i oktober 2023 (C-G Thulin, A Sannö) påträffades visentflocken i en tät plantering med 30 – 40-åriga granar. Visenterna låg då och vilade. Vid 40 - 50 meters avstånd reste sig några av individerna, bland annat tjuren (patriarken), men stod kvar på stället. Vid 20 - 30 meters avstånd hördes ett av djuren (förmodligen tjuren) frusta till, vilket är en tydlig markering att närgränsen är nära. Inga utfall eller aggressivitet kunde dock noteras. I jämförelse med kontakter med helt vilda visenter i Białowieża under ungefär samma tid (september) var det dock tydligt att visenterna på Bornholm inte drog sig undan eller flydde, vilket antagligen beror på att de är mer vana vid människor/kontakt med människor.

Författarnas egna observationer och erfarenheter ovan styrks i stora delar av en omfattande studie av visenternas beteende vid 465 närmanden utförda i Białowieża 2009-2013 (Haidt *et al.* 2018). I studien uppmättes flyktavstånd vid störning av människa samt i förekommande fall aggressiva beteenden gentemot inkräktaren. Den vanligaste reaktionen hos visenterna var att fly. Endast vid två av 465 (0,4%) närmanden attackerade visenten försökspersonen. Aggressiva beteendet uppvisades oftast av ensamma

individer, och i 31,1% av fallen av enstaka individer i grupper om 2 - 120 andra visenter, och föregicks av varningstecken. Aggressivt beteende uppvisades oftare av tjurar (71,1% än av kor (28,9%). Tjurar uppvisade mest aggressivt beteende under brunsten och korna under vintern och vid kalvning. Det genomsnittliga avståndet vid attacker var 20 ± 2 meter i ett intervall om 2 - 50 meter. Ingen skillnad mellan tjurar och kor noterades.

Haidt *et al.* (2018) sammanställning av 45 fall av dokumenterat aggressivt beteende gentemot allmänheten hos visenter från 1979 till 2015 visar att det i 84,5% av fallen rör sig om uppenbara provokationer av människor som endera gått för nära visenterna eller avsiktligt skrämmt dem. Signifikant fler attacker utfördes i bebodda områden än vad som kunde förväntas av slumpen, och 22,7% av fallen ledde till stängningar, dock ingen med dödlig utgång.

Visenternas flyktavstånd var i medeltal 77 ± 46 meter i intervallet 5 - 300 meter, och varierade beroende av habitat, kön och utfodring (habituering). Generellt var flyktavståndet kortare i öppen terräng, för tjurar och vid utfodring. Avståndet varvid visenterna först uppmärksammade inkräktaren var i genomsnitt 110 ± 62 meter med ett intervall om 10 - 350 meter.

Aggressivitet/beteende i förhållande till hägnstorlek och möjligen till hållning/habituering bör studeras vidare och är en viktig aspekt att beakta vid en återintroduktion. Det är även relevant för djurhållningen som har som grundläggande intention att bevara såväl arten som dess beteendemönster i fångenskap. Som Haidt *et al.* (2018) även konstaterar är det viktigt att befolkningen som ska leva sida vid sida av vilda visenter måste informeras om hur de ska bete sig, vilka säkerhetsavstånd som rekommenderas.

Som kuriosita kan nämnas att amerikansk bison (*Bison bison*) i Yellowstones nationalpark i USA mellan 1978 och 2015 sammantaget har orsakat 81 skador och två dödsfall i fysiska interaktioner med besökare (Conover 2019). De som drabbats mellan 2000 - 2015 (25 skadade, inga döda) var i genomsnitt 3,7 meter från bison då de blev attackerade (Cherry *et al.* 2018).

Attityder till visent

En attitydstudie från 2012 visade att 61,6% ($\pm 6,4\%$, $n=224$) av representanter i viltförvaltningsdelegationer på svenska länsstyrelser uppgav att de, givna möjligheten, skulle rösta för en återintroduktion av visent i Sverige (Bergsten 2012). Motsvarande respons för jordbrukare som uppbar jordbruksstöd uppgick till 52,5% ($\pm 9,7\%$, $n = 101$). Stödet var något högre hos de som svarade efter det att de fått en påminnelse, vilket möjligen indikerar att det reella stödet var större (de först svarande var mest negativa). I viltförvaltningsdelegationerna var representanter från polisen, naturvården och turismen mest positiva, och de från jakt, skogs- och jordbruk mest negativa. Huvudsakliga argument för en återintroduktion var att den funnits i Sverige tidigare, att det skulle bidra till att bevara arten, att de kommer ha en positiv effekt på biologisk mångfald, samt förhöja naturupplevelsen för många människor. Huvudsakliga skälen mot var att det kommer att kosta pengar för stat och enskilda och att visenter skulle utgöra en risk i trafiken. Bergsten (2012) drar slutsatsen att den huvudsakliga utmaningen för en återintroduktion är att väcka intresse för frågan, övervinna motstånd och finna ett brett förankrat stöd.



Foto 2: Rastande besökare i visenthägnat på Bornholm (notera barknaget på granarna).

I Tyskland genomförde Decker *et al.* (2010) attitydstudier innan visenten återintroducerades i Rothaargebirge (Huisman 2018). Precis som i Bergsten (2012) uttrycker respondenterna i Decker *et al.* (2010) ett stöd för betydelsen av återintroduktion skulle kunna ha för bevarandet av arten, men en skepsis i relation till risken för skador på areella näringar. Även rädsla påverkade resultaten. Betydelsen av noggranna attitydstudier på lokal såväl som regional och nationell skala, såväl som en genomarbetad förankringsprocess (framförallt lokalt) ska inte underskattas eftersom beslut på felaktiga antaganden om stöd kan leda till senare polarisering och opposition (Stoll-Kleeman 2001).

Ekosystemtjänster

Enligt Naturvårdsverkets definition är ekosystemtjänster ”*alla produkter och tjänster som ekosystemen ger människan och som bidrar till vår välfärd och livskvalitet*”

(<https://www.naturvardsverket.se/annesomraden/mark-och-vattenanvandning/ekosystemtjanster/vad-ar-ekosystemtjanster/>) och är sålunda ett sätt att definiera nyttan vi själva har av levande landskap och biologisk mångfald och nödvändigheten av funktionella ekosystem för vår egen långsiktiga existens som art.

Ekosystemtjänsterna delas traditionellt in i fyra huvudsakliga; stödjande, försörjande, reglerande och kulturella. Med stödjande avses grundläggande funktioner som får övriga sammanhang att fungera, exempelvis fotosyntes, en rik markbiota och olika biogeologiska processer. De försörjande är konkreta råvaror som är nödvändiga för oss, såsom mat, vatten och trädråvara. Reglerande är de som renar luft och vatten, pollinerar våra grödor, begränsar skador av väderfenomen och allmänt resiliensskapande. Slutligen de kulturella som inkluderar upplevelser, jakt, turism, rekreation och religion. Biologisk mångfald anses

som grundläggande för att tjänsterna enligt ovan helt enkelt ska fungera, och inkluderas ibland som en femte, fundamental ekosystemtjänst.

Visentens ekosystemfunktioner genererar flera ekosystemtjänster. De bereder mark, sprider spillning och urin i landskapet som bidrar till markbiotans funktion och sammansättning (stödjande), och kan ätas av oss och deras skinn kan beredas (försörjande). De kan skapa variationsrika landskap genom sitt bete, upprätthålla beteshävd (exempelvis på öar; Hjarre 2007), sprida fröer (Jaroszewicz *et al.* 2009) och begränsa förbuskning i exempelvis kraftledningsgator (Lindblad 2011) (reglerande). Naturligtvis skulle de även kunna skapa kulturella mervärden som upplevelse, jaktvilt, utveckling av naturturism, och sekundär ekonomisk utveckling såsom besöksnäring, restauranger, boende och diverse butiker. Omfattande turism kopplat till visenter bedrivs i områden med såväl vilda visenter, stora vilthägn med halvilda visenter och i djurparker med mindre visenthägn. Det är troligt att en återintroduktion av visent i Sverige skulle sätta platsen på kartan i likhet med vad fåtalet myskoxar gjort i Härjedalen (Thulin *et al.* 2011, Ericson 2023).

Faunarestaurering

Konceptet faunarestaurering formulerades som ett paradigmskifte i arbetet med artbevarande och biologisk mångfald till konferensen ”*Faunarestaurering – Möjligheter inom bevarande och förvaltning*” vid Kungliga skogs- och lantbruksakademien i april 2010 (Thulin 2010). I en vidare definition syftas med begreppet en återställning av den ursprungliga faunans sammansättning genom skyddsåtgärder, stödutsättningar och/eller återintroduktioner. Även introduktioner av ekosystemekvivalenter av sedan tidigare utdöda arter, såsom förvildade nötboskap som ersättning för den utdöda uroxen, kan komma på fråga. Begreppet skiljer sig från det engelska konceptet rewilding (Soulé & Noss 1998; sv. återförvildning) genom att det integrerar människan som en del- och nyttjare av landskapet och dess biologiska mångfald. En hållbar samexistens tillsammans med, inte enbart som betraktare vid sidan av. Detta är i sig inget nytt. I Sverige kan det spåras tillbaka till 1800-talet med skyddet av de stora klövdjuret, skyddet av stora rovdjur och fåglar under 1900-talet, stödutsättningar av rådjur, kronhjort, utter, varg, berguv och pilgrimsfalk, samt återintroduktioner av exempelvis bäver, vildsvin, vit stork och fjällgås. Motsvarande processer har skett på andra håll i, framförallt, Europa och Nordamerika (se ex Thulin & Röcklinsberg 2020 och referenser däri), men även i andra delar av världen, och så sent som i september 2022 återintroducerades geparder till Indien efter 75 års frånvaro (<https://www.nytimes.com/2022/09/16/world/asia/cheetah-relocation-india.html>, 2023-11-26).

Genom introduktioner av landskapspåverkande fauna som den i Sverige (i vilt tillstånd) utdöda visenten, kan vi återskapa delvis försvunna livsmiljöer (Martin 2005, Emanuelsson 2009). Genom sitt bete förväntas till exempel visenten skapa utrymme även för andra hotade arter, samtidigt som vi bidrar till att rädda visenten. Redan idag arbetar naturvården engagerat för ett mer komplett rovdjurssamhälle, både i Sverige och utomlands. Det finns goda skäl att på samma sätt hantera bestånd av andra utrotade eller starkt hotade arter, inte minst stora växtätare som fyller en viktig ekosystemfunktion som betare. Ett restaurerat ekosystem med en artrik betande fauna av stora växtätare och ett komplett rovdjurssamhälle ger förutsättningar för bibehållen eller återskapad biologisk mångfald och blir samtidigt kanske till och med mer robust mot framtida förändringar, som exempelvis ett ändrat klimat.

Om EU antar den nya naturrestaureringsförordningen (se kapitel 6. Juridik) skulle återinförelse av visenter kunna bidra till att Sverige uppnår de bindande målen, framför allt restaurering och återskapande av livsmiljötyper, särskilt hävdade livsmiljötyper, men även restaurering av populationer av pollinatörer

(Europeiska rådet 2023). För restaurering och återskapande av hävdade livsmiljötyper identifierar Naturvårdsverket (källa som ovan) att det finns kapacitetsbegränsningar vad gäller betesdjur, djurhållare (brukare) och entreprenörer. Naturvårdsverket framhåller vidare vikten av långsiktiga lösningar. Återintroduktion av visenter skulle kunna avhjälpa en del av dessa brister, i synnerhet som den har liknande egenskaper som tamboskap. Vidare skulle frilevande visenter kunna sköta vissa ekosystemfunktioner långsiktigt utan kostnad. Naturvårdsverket framhåller även möjligheterna till sysselsättning, regional utveckling och hållbar livsmedelsproduktion i samband med implementeringen av restaureringsförordningen.

En rimlig fråga är vilka alternativ till visenter som finns att tillgå för att återställa den vilda beteshävd (gräsätare). Förvildad nötboskap och förvildade hästar skulle förmodligen fungera bra (se ex Garrido 2017 mfl artiklar om hästens betesfunktion), men de är troligt att de även skulle interagera mer med tamhållna nötkreatur och hästar och därmed ställa till mer bekymmer för animalieproduktion och hästhållning. Vilda nötkreatur, i synnerhet tjurar, kan dessutom antas vara farligare för allmänheten än de mer beskedliga visenterna. Slutligen så existerar redan visenter som vilt djur (till skillnad från nötboskap och hästar), vilket torde underlätta såväl formella som praktiska processer.

Visent och trafik

En studie av förhållandet mellan antal trafikolyckor 2014 - 2022 i fyra områden i Polen där både visent och älg förekommer visar att antal olyckor per 100 visenter i genomsnitt är hälften så många (0,49/100 visenter) som antalet för älg (1,03/100 älgar) (Topczewski 2023, Niklasson mfl *manuskript*, Tabell 12). Olycksrisken under studietiden var alltså 2,12 gånger högre för älg än för visent.

I Sverige inträffade 5829 olyckor med älg under 2022. Jaktsäsongen 2022/2023 fälldes 63 017 älgar, vilket skulle ge en ungefärlig älgstam i Sverige 2022 innan älgjakten om 190 000 individer enligt uppskattningen att 25 - 30% av älgarna skjuts under jakten (<https://jagareforbundet.se/vilt/vilt-vetande2/artpresentation/daggdjur/alg/alg-population/>). Det skulle i så fall innebära 5829/1900 (190 000/100) = 3,07 älgolyckor/100 älgar.

Om vi antar att förhållandet mellan vilda visenter och älgar som observerats i Polen skulle gälla även för Sverige skulle vi ha $3,07/2,12=1,45$ olyckor/100 visenter i Sverige per år, vilket alltså skulle vara dubbelt så många som i Polen, men med en halverad lägre risk per vild individ i jämförelse med älg.

I en nylig studie dokumenteras 70 trafikolyckor (varav 87,5% på väg och resten på järnväg) med visent i Polen mellan 2010 - 2021 med dödlig utgång för de involverade visenterna (Klich *et al.* 2023). Alla olyckor skedde i tre områden; Białowieska, Knyszyn'ska och Zachodniopomorskie, där det finns frilevande visentpopulationer. De flesta olyckorna är från området Zachodniopomorskie, vilket antas bero på den relativt högre trafikgenomströmningen i just det området (en större genomfartsled, väg #10). Likaså påvisas en ökande trend med avseende på antalet trafikolyckor under försökstiden, vilket sammankopplas med motsvarande en ökning av visenternas antal (ökningen är alltså relativt antalet). Klich *et al.* (2023) slutsats är att återintroduktioner ska prioriteras i mindre trafikerade områden, samt att olyckor kan utgöra en substantiell risk för såväl människor som visenter.

Inga trafikolyckor med visent har hittills slutat med dödlig utgång för förare eller passagerare (Topczewski 2023). Likaså har inga dödsfall i trafikolyckor med amerikansk bison dokumenterats, emedan trafikolyckor med andra viltslag resulterar i ungefär 450 dödsfall årligen i USA (Conover 2019).

Generellt ökar risken för trafikolyckor med högre hastighet, vilket i hög grad gäller även viltolyckor. Ett sätt att minska risken för olyckor med frilevande visenter (såväl som annat vilt) vore sålunda att anpassa (sänka) hastigheten i förhållande till djurens förekomst, vanor och siktförhållanden. Det är även viktigt att skylta, och kanske till och med kombinera fartsänkning och skyltning med fartkontroller (Thulin & Carlsson 2011). Viltstängsel kan vara en annan lösning, men är relativt dyrt och begränsar dessutom viltets rörlighet i landskapet. Genom att studera hur sändarförsedda visenter beter sig i relation till trafik i försöksområden med genomfartsleder kan vi lära oss artens beteende, dynamik och förhållande till infrastruktur.

Tabell 12. Antal visenter och älgar i fyra regioner i Polen; Lublin & Subcarpathian, Podlaskie, Warmian-Masurian och Northwest Region under 2022, det totala antalet olyckor med respektive art under 2022, samt det genomsnittliga antalet olyckor per 100 individer av respektive art under 2014-2022 (från Topczewski 2023, Niklasson mfl manuskript).

	Visenter	Älgar	Olyckor vis	Olyckor älg	Per 100 vis	Per 100 älg
Lublin & Subcarpathian	759	7603	1	38	0,01	0,52
Podlaskie	1150	6256	1	46	0,22	0,88
Warmian-Masurian	136	8261	0	48	0	0,71
Northwest Region	349	606	1	4	1,72	2,03
Total/Snitt	2394	22726	3	136	0,4875	1,035

Visent och areella näringar

Vilda djur påverkar våra intressen i landskapet. Rovfåglar och små rovdjur kan predera på små tamdjur såsom höns och kaniner, understundom även lamm och renkalvar. Stora rovdjur tar större bytesdjur, i undantagsfall även hästar och nötboskap (Frank *et al.* 2022). Små och stora omnivorer och växtätare kan på olika vis påverka såväl djurhållning, skogsbruk och jordbruk. Övergripande information om det som kallas viltskador finns vid Viltskadecenter på SLU (<https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/viltskadecenter/>).

Älgarna betar i skogen, vildsvinen bökar i åkrarna, bävrarna bygger dammar och fäller träd. På samma vis kommer vilda visenter att påverka sin omgivning på många olika vis; de kommer att gnaga bark på träd, beta på våra åkrar och störa djurhållningen. Detta utgör förmodligen en av de svåraste konfliktytorna för en återintroduktion av visent. Det mesta av detta är dock inget nytt. Vi har redan vilda djur som, enligt ovan, på olika vis påverkar oss. De som idag kan tänkas ligga närmast visenter är dovhjorten (vilken vi även använder som en proxy i habitatanalysen, se kapitel 8).



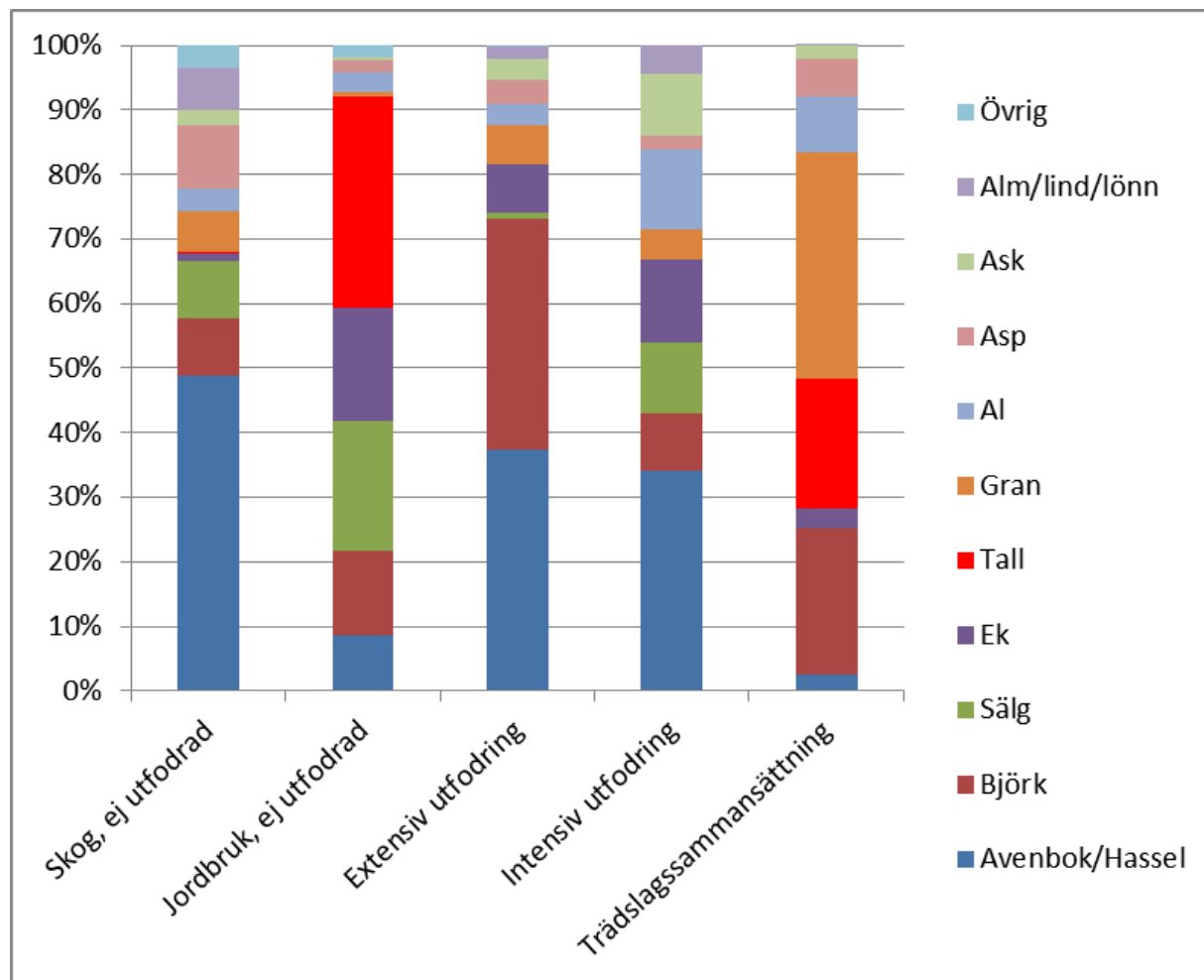
Foto 3: Trafikskylt med visent, Białowieża.

Konflikter runt betespåverkan på åkrar och fält kan undvikas genom foderfrämjande åtgärder i andra delar av landskapet (Klich *et al.* 2017), avledande utfodring (ex Białowieża) eller skydds jakt på störande individer, populationsbegränsande jakt eller en kombination av nyttjande, avskräckande och populationsreglerande jakt (ex Perzanowski 2016). Kunskapsförmedling och information är mycket viktigt för acceptansen, likaså ett ersättningssystem för skador på grödor och kanske skog (Klich *et al.* 2021). Långsiktigt tror vi dock att en licensbaserad avlysningsjakt, som tillämpas för exempelvis stora rovdjur, älg och kronhjort i många jaktkretsar, är den lämpligaste lösningen så länge visentens bevarandestatus inte hotas. Då gives markägare egen kontroll över påverkan genom att reglera jakttrycket, samt möjligheten att ta del av resursen i form av kött, skinn och upplevelser, eller rent ekonomiskt genom jaktarrangemang eller jaktturism.

Erfarenheter från vilda visenter visar att vete, vall och oljeväxter (raps) är de grödor som uppskattas mest av visenter (Hofman-Kamińska & Kowalczyk 2012, van de Vlasakker 2014). På vintern föredras råg, raps och rågvete före korn och havre (R Kowalczyk pers com). Majoriteten av jordbruksskadorna sker inom 500 meter från närmaste mindre eller större skogsområde (Hofman-Kamińska & Kowalczyk 2012). Visenten påverkar även skogen och den skogliga återväxten genom bete, barkgnag, trampning och fejning. Kowalczyk *et al.* (2011) studie av betesval med hjälp av genetiska analyser av växtkomposition i faces hos

visenter från Białowieża indikerar en betespreferens för avenbok/hassel, sälg, björk och tall, beroende på hur och var de utfodras (Figur 19).

Visentens bete genererar potentiellt många biologiska mervärden, såsom begränsning av sly, främjande av öppnare landskap och ljusgynnade växter och insekter, främjande av skadad och död ved som i sin tur gynnar insekter och hackspettar, och exempelvis svampangrepp. Naturligtvis leder visentens betespåverkan även till ekonomiska skador. Enligt Paszkiewicz & Januszczak (2010) är de allvarligaste barkgnag som resulterar i svampinfektioner på rotsystemet. Orsak till visenternas betespåverkan beror av antal, födotillgång och grupp- och individspecifika beteenden. En viss ekonomisk påverkan kommer aldrig att kunna undvikas, men enligt Perzanowski *et al.* (2006) är en täthet på fem visenter per 1000 hektar acceptabel ur ett skogspåverkansperspektiv.



Figur 19. Procentuell andel konsumerade trädslag under olika utfodringsregimer i olika landskapstyper av visenter i Białowieża. Högre kolumnen anger andelen tillgängliga trädslag, beräknad på två sätt (tillgängliga träd antingen < 4m eller 0,3 - 2m höga), samt Ivlevs selektions index (varierar mellan 1: stark selektion till -1: totalt undvikande, där 0 motsvarar ett slumpmässigt födoval). Bestämt med analyser av visent faces med DNA-markörer (efter Kowalczyk *et al.* 2011). Notera att avenbok och hassel inte gick att särskilja med de DNA-markörer som användes i studien.

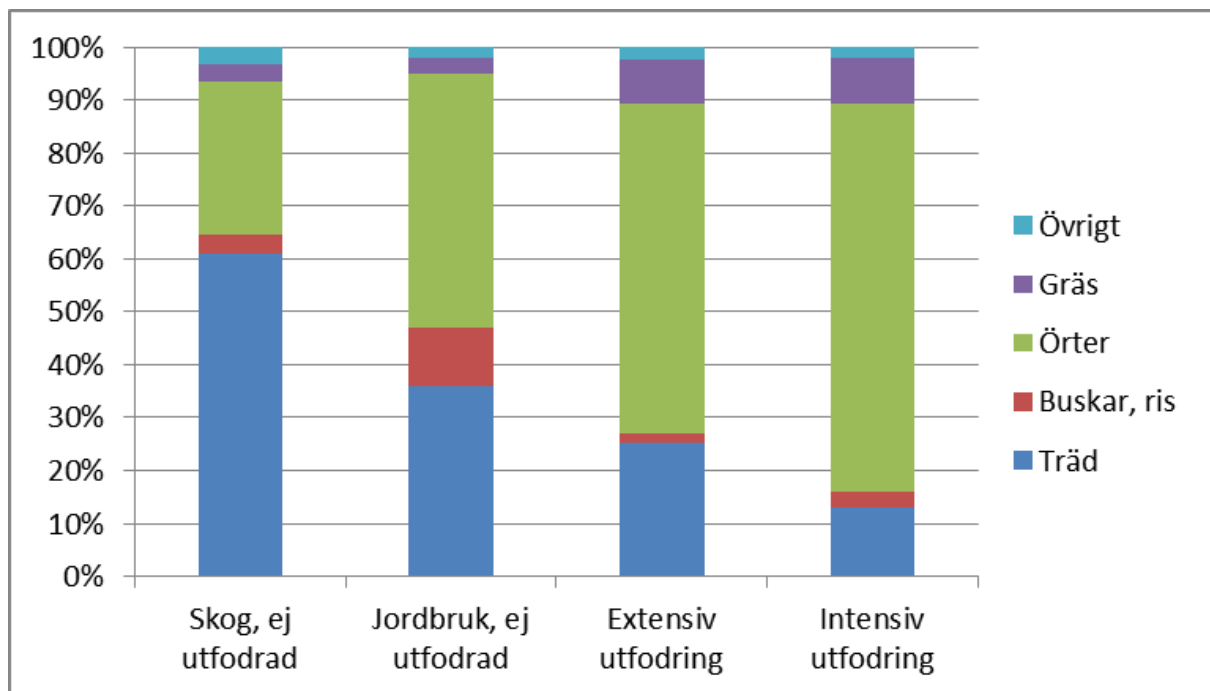
Vilda visenternas födointag består till 67 % av örter, gräs och halvgräs och resterande 33% av buskar och träd (Ackemo & Johansen 2016). Blad och kvistar från ask, sälg, björk och avenbok prioriteras, men även barkgnag på ek, gran, ask och avenbok. I jämförelse äter en älg 98% träd och buskar (Morov 1976), vilket även framhålls i Hofmanns betesschema över ruminanter (Hofmann 1989), som visar att visenten är en gräsätande generalist (eng. *grazer*) jämfört med älggen som är en buskätande specialist (eng. *browser*). I detta avseende är visentens betespåverkan mer likt dovhjortens som under sommarmånaderna uppgår till ungefär 67 % av gräs (Morse *et al.* 2009). Vid en viktmässig jämförelse skulle en visent motsvara ungefär tio dovhjortar med en snittvikt på 56 kg (Yearsley & Pérez-Barbaría 2004). Eftersom visenten såsom dovhjorten är grupplevande är det troligt att de kommer ha punktvis stor påverkan på det omgivande landskapet.

Ackemo & Johansen (2016) visar i ett studentarbete vid SLU att skogspåverkan från 1000 visenter skulle motsvara det från 443 älgar. Omräknat i kilo torrs substans beräknas en visenttjur motsvara 1,79 älgkor, en visentko 1,20 älgkor och en visentkalv 0,34 älgkor (Ackemo & Johansen, 2016). Även om det finns vissa osäkerheter kring en bedömning baserat på betespreferens och omvandling av mängd betesintag omräknat i torrsvikt förefaller det som ett någorlunda troligt förhållande baserat på den generella skillnaden mellan en busk- och slyätare som älg och en gräsätande idisslare som visent. Eftersom visentens betespreferens så tydligt är inriktat mot gräs och örter är det, som Ackemo & Johansen (2016) konstaterar, troligt dess betespåverkan kommer ha större inverkan på jordbrukets intressen än skogsbrukets dito. I enkla ordalag skulle alltså en betande visent motsvara ungefär tio dovhjortar i jordbrukslandskapet och en halv älg i skogslandskapet.

I ytterligare en jämförelse mellan visent och älg (Davoli 2023; Table Supplementary 1) väger visenter i genomsnitt 500 kg i jämförelse med älgens 357 kg, har en genomsnittlig spridningsdistans på 113 km medan älggen 339 km, och en populationstäthet på 1,24 jämfört med älgens 0,59, medan den metaboliska omsättningen är ungefär lika.

Utöver jakt, kan avledande utfodring och utstängsling vara sätt att undvika påverkan av vilda visenter inom de areella näringarna. En populationsreglerande jakt med ett uttalat nyttjandeperspektiv, med en regional tilldelning i form av en avlysningsjakt, är förmodligen bästa sättet att skapa såväl acceptans för vilda visenter och deras påverkan på de areella näringarna. En sådan jakt bör dessutom göra att ett grupplevande djur som visent håller sig undan från folk så långt möjligt, vilket i sin tur kan skapa utmaningar för ett upplevelseturismbaserat nyttjande. Författarnas erfarenheter från vilda visenter i Białowieża visar att åtminstone kor, ungdjur och kalvar konsekvent drar sig undan från folk (medan tjurar kan stå kvar, se sektion om beteende i relation till människor).

Avledande utfodring används omfattande i Białowieża, där en förebyggande åtgärd är att placera höstackar långt från bebyggelse, vilket säkert kan fungera även i Sverige. Kowalczyk *et al.* (2011) studie visar tydligt att utfodring av visenterna leder till betydligt mindre bete på träd i såväl skogs- som jordbruksdominerade landskap (Figur 20). Utfodring som förvaltningsform riskerar dock att skapa ett beroendeförhållande mellan visenter och människor, och dessutom vänja dem vid kontakt med människor. Vi tror inte utfodring är en långsiktig förvaltningslösning, även om det inledningsvis kan skapa högre acceptans för visenter hos de areella näringarna, och såsom med befintliga klövvilt kan ske på enskild markägare initiativ.



Figur 20. Födoval som procentuell fördelning av gräs, örter, busk/ris, träd och övrigt under olika utfodringsregimer i olika landskapstyper av visenter i Białowieża, bestämt med analyser av visent faces med DNA-markörer (efter Kowalczyk et al. 2011).

Slutligen, en rimlig farhåga är att visenter interagerar och kanske till och med korsar sig med tamboskap. Att arterna kan korsas är tämligen väl belagt, och var även ett bekymmer i arbetet med att restaurera arten, då visenter med inslag av tamboskap i sina avelslinjer fick rensas ut ur populationen (se ex Svensson 2008, Krasińska & Krasiński 2013). Det går alltså att korsa visenter med nötboskap, men intresset för det verkar vara mycket begränsat hos båda arterna, och i de fall parningar forcerats (i fångenskap) är såväl fertiliteten som livskraften hos kalvarna (om det kommer så långt) mycket begränsad (van de Vlasakker 2014). Det finns dock inte några dokumenterade tjuvparningar mellan vilda visenter och nötboskap i Polen trots att arterna kommit i kontakt under långa tider (Krasińska & Krasiński 2013, van de Vlasakker 2014, R Kowalczyk pers com), och i Litauen har endast ett parningsförsök noterats trots att visenttjurar understundom bebländar sig med nötboskap (van de Vlasakker 2014). Det är dock troligt att störningar och interaktioner kan förkomma, precis som med annat vilt och tamboskap (se Klich et al. 2023).

10. Riktlinjer, återintroduktioner och erfarenheter

Riktlinjer

Att återintroducera tidigare förekommande arter är inget nytt, utan det har gjorts och görs i både Sverige och internationellt. Av den anledningen har flera organisationer, myndigheter, forskargrupper och enskilda utfärdat sina egna riktlinjer och rekommendationer att ta hänsyn till. Här följer en kort genomgång av några av dem, samt några exempel på redan genomförda och/eller pågående återintroduktionsprojekt med visenter.

Naturvårdsverket har utarbetat riktlinjer för återintroduktioner i ett PM från 2008 (Wetterin 2008, dnr 401-3708-08 NI). Där finns även några definitioner som kan vara värda att rekapitulera:

“Utsättning: *Frisläppande i naturen av individer av en uppfödd, alternativt infångad, vildevande djurart, eller utplantering av frö, grodd eller planta av en uppodlad, alternativt insamlad, vildevande växtart, i syfte att genomföra något av nedanstående.*

Återintroduktion: *Försök att genom utsättning inom en arts kända ursprungliga utbredningsområde återetablera arten på en lokal där den tidigare har förekommit, men numera är utdöd eller försvunnen från.*

Återetablering: *En återintroduktion eller återkolonisering som har lyckats. Den återintroducerade eller spontant återkoloniserande arten har etablerat sig i området och ökar i antal.*

Omflyttning: *Utsättning av odlade/uppfödda individer, eller flyttning av vilda individer eller populationer från en befintlig lokal eller plats där arten inte är känd sedan tidigare, men som är belägen inom artens kända utbredningsområde.*

Populationsförstärkning: *Tillförsel av odlade, uppfödda eller vilda individer till en existerande population av samma art.*

Nyintroduktion i bevarandesyfte: *Försök att i bevarandesyfte etablera en art utanför dess kända utbredningsområde, men inom ett område med lämpliga miljöer och eko-geografiska förutsättningar för arten, och inom ett rimligt avstånd (ekologiskt och spridningsmässigt) från kända förekomster. Denna bevarandemetod bör endast komma i fråga då det saknas lämpliga miljöer inom artens kända historiska utbredningsområde.”*

Wetterin (2008) hänvisar i olika delar till IUCNs rödlistningskategorier *Extinct* eller *Regionally Extinct* för beskrivningarna utdöd eller försvunnen. Wetterin poängterar även att även underart eller varietet kan utgöra taxonomisk enhet utöver art.

Syftet med en återintroduktion bör vara att långsiktigt återetablera en livskraftig och självreproducerande population av en art inom det tidigare utbredningsområdet med ett minimerat behov av framtida förvaltningsåtgärder (Wetterin 2008). I det förberedande arbetet måste föreliggande hinder och orsaker till försvinnandet åtgärdas innan en återintroduktion genomförs. Det kan innebära att undanröja såväl biologiska som sociala, ekonomiska och juridiska hinder. Wetterin (2008) betonar även vikten av att informera sig om lokala markägare och dito boendens inställning. Lokalbefolkningen bör vara fullt införstådd med förutsättningarna och stödja den åtgärd som föreslås. I Wetterin (2008, s 9-11) finns även en utmärkt checklista för åtgärder före, under och efter en återintroduktion.

Även IUCN har utarbetat riktlinjer för återintroduktioner och förflyttningar (translokering) av arter i bevarandesyfte (IUCN/SSC, 2013). IUCN definierar en *conservation translocation* som *the deliberate movement of organisms from one site for release in another*, det vill säga en avsiktlig förflyttning av en organism från en plats till en annan. Målsättning med en sådan translokation måste enligt IUCN vara att uppnå en mätbar bevarande-fördel på populations-, art- eller ekosystemnivå. Även IUCN är mycket noggranna med att framhålla vikten av att åtgärden är väl motiverad. De pekar ut såväl biologiska, sociala, ekonomiska samt även politiska risker, och rekommenderar att alla åtgärder bör föregås av en detaljerad riskanalys som, om den påvisar stora risker eller stor osäkerhet, bör föranleda projektets avbrytande. Vid beslut om genomförande lyfts vikten av att förberedande arbete som inkluderar förstudie, riskanalyser, noggranna förbereder av former för genomförandet, samt uppföljningar och påföljande justeringar under och efter projektets gång. Även IUCN lyfter vikten av fullständig transparens och acceptans för projektet på lokal och regional nivå.

IUCN/SSC (2013) definition av vad en återintroduktion (*reintroduction*) är och hur den ska genomföras liknar i stort Wetterin (2008), men lägger något mindre vikt vid att behovet av framtida förvaltningsåtgärder ska minimeras. Detta kan vara ett uttryck av en svensk, pragmatisk syn på viltförvaltning, möjligen så ur ett nyttjandeperspektiv. IUCN/SSC (2013) betonar även behovet av en exit plan dvs en plan för att avbryta och/eller återkalla insatsen. Även det skiljer sig från Wetterin (2008), som har mer framåtsyftande inriktning när väl insatsen är utförd. Både Wetterin (2008) och IUCN/SSC (2013) betonar vikten av utformandet av övervakningsprogram med vetenskaplig expertis som följer upp och kontinuerligt utvärderar projektet.

Den nyligen utkomna boken *Conservation Translocations* är en genomarbetad beskrivning av möjligheter, utmaningar, begränsningar och bästa tillvägagångssätt (eng. *best practise*) för återintroduktioner och stödutsättningar (Gaywood *et al.* 2023). Boken är uppbyggd med en inledande del om det förebyggande arbetet och del två om formaliteter såsom juridik, biologiska frågor, veterinärmedicinska aspekter, djurvälstånd och sociologiska frågor. I del tre av boken gör Moehrenschrager *et al.* (2023) en framtidsspaning som bland annat lyfter framtida möjligheter och begränsningar med genteknik och en glidning i fokus från övergripande genetisk diversitet till en mer funktionell genomik där särskilda lämplighetsanknutna (*fitness-related*) egenskaper utgör förvaltningsmålet. Även möjligheterna till det som kallas syntetisk biologi (eng. *Synthetic Biology*; Piaggio *et al.* 2017) lyfts fram, i likhet med Torill Kornfeldts något mer lättillgängliga bok *Mammutens återkomst: De utdöda arternas andra chans* (Kornfeldt 2016).

Moehrenschrager *et al.* (2023) skriver fortsättningsvis i sin framtidsspaning om potentiella intressekonflikter mellan djurskydd och translokationer av individer, samt olika former av ex-situ bevarande (dvs temporär eller långsiktigt bevarande utanför det ursprungliga utbredningsområdet). Moehrenschrager *et al.* (2023) framhåller även ekosystemperspektivet inom bevarande (alltså inte arterna per se utan deras roll och funktion i helheten), möjligheterna med betydelsen av det lokala engagemanget (inklusive samarbete med urfolk), och något som de kallar *Biodiversity Paradox* med vilket avses det motsägande i att västerlandet har lägre grad av biodiversitet men högre levnadsstandard jämfört mer biodiversitetsrika men ekonomiskt fattigare utvecklingsländer, emedan biologisk mångfald allmänt ses som en grundpelare för mänsklighetens långsiktiga, hållbara existens (se även Rodríguez 2017, Rodríguez *et al.* 2022).

Avslutningsvis, i del fyra av Gaywoods mfls bok behandlas ett antal tidigare genomförda projekt, varav det om återinförandet av jaguar till ett våtmarksområde i Argentina (*Iberá Wetlands*) och

återintroduktionen av bäver till Storbritannien är de som ligger närmast återintroduktion av visent till Sverige ur såväl biologiska, sociologiska och ekonomiska perspektiv.

När det kommer mer specifikt till visent gjorde Decker *et al.* (2010) en vägledande attitydstudie inför återintroduktionen i Rothaargebirge, Tyskland. I enkäten, som besvarades av 398 respondenter från de närliggande områdena Siegen-Wittgenstein och Hochsauerlandkreis, påvisades en oro för skador på jord och skog samt en rädsla för visenter. Respondenterna i området Siegen-Wittgenstein var mer positiva än dem i Hochsauerlandkreis, vilket antas bero på en större andel i senare området är verksamma inom areella näringar och upplever en större oro för ekonomisk påverkan. När det gäller rädsla fanns ett samband med sämre kunskapsläge hos respondenten.

Decker *et al.* (2010) framhöll att allmänhetens rädsla och oro för frilevande visenter måste utvärderas, och föreslog möten mellan berörda medborgare och visenter i djurparker som ett sätt att överbrygga rädslan (i likhet med vad som testats vad gäller stora rovdjur). Decker *et al.* (2010) framhöll även vikten av information och dialog med berörda, och en lyhördhet för deras argument och syn. I det aktuella fallet uteslöts det område där mer oro för återintroduktionen uttrycktes för att minimera motståndet mot genomförandet.

I grunden handlar alla de riktlinjer och anvisningar som redogjorts för ovan om att en återintroduktion måste beaktas ur ett biologiskt, sociologiskt såväl som ekonomiskt hållbarhetsperspektiv, i enlighet med Brundtland *et al.* (1987). Således en avvägning mellan olika intressen. Det kan dock argumenteras att de biologiska skälen för en återintroduktion är prioriterade eftersom vår existens på den här planeten förutsätter grundläggande biologisk mångfald. Då blir utvärderingen en analys av hur stor den biologiska nyttan är i relation till sociologiska och ekonomiska begränsningar, snarare än tvärtom.

Utifrån både Wetterin (2008) och IUCN/SSC (2013) kan dras slutsatserna att en återintroduktion av visent till Sverige är: 1) Motiverad ur ett bevarandeperspektiv, 2) En återintroduktion inom det ursprungliga utbredningsområdet, 3) Orsaken till försvinnande är undanröjt, 4) Välbeskrivna för- och nackdelar men osäkert hur de ska balanseras mot varandra, 5) Oklar med avsikt på acceptans på lokal/regional nivå. Vidare måste de formella, juridiska, möjligheterna för genomförandet tydliggöras, långsiktig finansiering för projektets genomförande säkras, och ett forskningsprogram sättas upp som följer upp de biologiska, sociala och ekonomiska förutsättningarna under såväl som efter projektets genomförande. I enlighet med Naturvårdsverkets riktlinjer behöver även ett nationellt åtgärdsprogram upprättas (se kapitel 6. Juridik).

Som Thulin & Röcklinsberg (2020) poängterar måste även de etiska motiven för och mot en återintroduktion beaktas. Även IUCN/SSC (2013) betonar vikten av hänsyn till djurvälståndet, i synnerhet med avseende på att en reversering kan innebära att de återintroducerade individerna kan behöva tas bort och/eller avlivas. IUCN/SSC (2013) poängterar att acceptansen [och formerna för] för en sådan reversering måste vara klargjord innan projektet startas. Thulin & Röcklinsberg (2020) upprättade för det praktiska ändamålet en checklista på tio punkter att beakta för att en återintroduktion ska motiveras (rapportförfattarnas reflektioner angående visent i parentes):

1. *Problembeskrivning*; vad ska göras och varför (för visent i huvudsak bevarande av en hotad art, främjande av det betade landskapets biologiska mångfald samt möjlighet till regional utveckling).
2. *Alternativ*; är den föreslagna åtgärden det bästa tillvägagångssättet, eller finns det andra/bättre (för att återetablera en stor, vild gräsätare är det svårt att hitta rimliga alternativ än visent).
3. *Syfte*; vad är avsikten med den föreslagna åtgärden (att återetablera en stor vild gräsätare)

4. *Avsedd art*; beskriv vilken art som avses, dess specifika behov, orsaken till försvinnandet samt det övergripande värdet av dess existens (visenten och dess behov väl beskrivna, huvudorsaken till artens försvinnande är jakt, och som vardande den sista stora existerande vilda gräsätaren i Europa bör den åtnjuta ett extra stort skyddsvärde)
5. *Djurvälfärd*; definiera riskerna med åtgärden för arten i fråga (precis som andra vilda djur kommer vilda visenter att lida av svält, predation, sjukdomar och olyckor)
6. *Värdekollisioner*; vilka andra intressenter beaktas (i stort sett alla medborgare kan ha potentiella värdekonflikter, i synnerhet vad gäller risker i trafik och allmän rädsla, men i första hand bör närboendes perspektiv beaktas, och av dem i första hand de som lever av skogs- och/eller jordbruk)
7. *Möjlighet till framgång*; hur sannolikt är det att åtgärden kommer att lyckas (tämligen stora mot bakgrund av att flertalet projekt i övriga Europa lyckats, och även vi med anledning av vår långa historia av faunarestaurering)
8. *Oförutsedda konsekvenser*; en genomgripande risk- och konsekvensanalys (föreliggande arbete och hänvisad litteratur bör täcka upp de flesta av dem)
9. *Metodval*; hur ska åtgärden genomföras (se föreslagen försöksuppställning i Appendix)
10. *Anpassningsbarhet*; hur kan åtgärden modereras, revideras och reverseras under vägens gång (visenten är som påpekats tidigare en enkel art att reglera, eller ta bort, med passusen att juridiska hinder kan uppstå)

Thulin & Röcklinsberg (2020) framhåller avslutningsvis nödvändigheten att agera för att begränsa förlusten av biologisk mångfald, och att *Passivity is not a value-neutral choice*, dvs att vi har ett ansvar inför framtida generationer att bevara en rik, hållbar och (biologiskt) divers planet (se även Harrington *et al.* och Moehrensclager *et al.* kapitel i Gaywood *et al.* 2023).

Vårt generella råd inför en möjlig återintroduktion av visent är att, i synnerhet, riktlinjerna från Wetterin (2008) följs, med inkludering av en reverseringsplan i enlighet med IUCN/SSC (2013). Vidare bör Naturvårdsverket, som ansvarig myndighet för eventuella återintroduktioner av vilda djur, rådfrågas både innan, under och efter ett skarpt återintroduktionsprojekt initieras. Sverige har som framhållits ovan framgångsrikt genomföra flera tidigare återintroduktioner och har således en hel del beprövad erfarenhet att falla tillbaka på, även vad gäller förvaltning och fortlöpande uppföljning efter genomfört projekt.

Återintroduktioner och erfarenheter

Vilda visentpopulationer finns idag i Azerbajdzjan (1 population), Belarus (8), Bulgarien (1), Lettland (1) Litauen (2), Polen (7), Rumänien (3), Ryssland (16), Slovakien (1), Tyskland (1) och Ukraina (6) (Raczyński & Bołbot 2022). Av de 47 existerande subpopulationer av frilevande visenter som Plumb *et al.* (2020) identifierade saknas mer detaljerad information om status från fyra, och av de återstående 43 är 33 (77%) geografiskt eller funktionellt isolerade från andra subpopulationer av antingen naturliga barriärer, mänskliga barriärer eller långa avstånd (se även Bluhm *et al.* 2023). Som nämnts ovan bedöms således endast åtta av de frilevande populationer befinna sig över minsta, livskraftiga populationsstorlek (eng. *minimum viable population size*). Av dessa åtta befinner sig tre i Polen, tre i Belarus, en i Litauen och en i Ryssland, sammanlagt 2518 individer varav 1031 i EU (Polen och Litauen) (Plumb *et al.* 2020/IUCN,

yllnadsinformation). I skrivande stund är alltså visentens överlevnad som vilt djur till mer än hälften beroende av icke-demokratiska stater utanför EU-samarbetet.

Här följer några exempel på återintroduktionsprojekt.

Białowieża

Białowieżaskogen på gränsen mellan Polen och Belarus omfattar en total area om ca 1500 km², varav 900 km² i Belarus och ca 600 km² i Polen. Av den polska delen är ca 100 km² avsatt som nationalpark varav 37 km² (alltså 3700 hektar) är helt skyddat från mänsklig påverkan (utfodring, fordon, avverkning etc.). Förvaltningen av den vitryska och den polska delen av skogen skiljer sig vad gäller jakt, avverkning, jordbruk, skogsbruk, bete, utfodring osv. De två delarna är separerade av ett staket som sattes upp 1981 i samband med Polens självständighet från Sovjet på 1980-talet, och som förstärkts med anledning av den senare tidens utveckling i närområdet (krig, flyktingströmmar etc).

Som nämnts ovan återintroducerades de första vilda visenterna sedan arten helt dog ut i det vilda (1927) till det polska kärnområdet (37 km²) av Białowieżaskogen år 1952. Sammanlagt har 40 utsättningar gjorts fram till 1996, varav 15 tjurar och 25 kor (en utmärkt sammanställning finns i Table 10.1 i Krasińska & Krasiński 2007). Antalet kalvar som föds per år snittar på 17% av populationen och är korrelerat till antalet kor över tre års ålder (Krasińska & Krasiński 2007). Efter etableringsfasen från 1952 till 1960, då antalet visenter i polska Białowieża uppgick till 34 individer (14 tjurar och 20 kor), fördubblades antalet var femte år innan de populationsreglerande åtgärderna inleddes i början av 1970-talet (Krasińska & Krasiński 2007). Populationstillväxten i Białowieża var ungefär 20% per år mellan 1960-1970, men avtog till ungefär 2% under åren därefter, fram till 2002 (Mysterud *et al.* 2007). Från 2005 fram till 31/12 2022 har populationen mer än fördubblats, från cirka 340 individer (Figure 10.17; Krasińska & Krasiński 2007) till 829 (Raczyński & Bołbot 2022).

Under 1980-talet, när antalet började närma sig 250 stycken, började den polska Białowieża-populationen begränsas medelst reglerande jakt (eng. *culling*) utförd av parkförvaltningen (Mysterud 2006). Populationsstorleken regleras idag till ungefär 700 individer i den polska delen av Białowieżaskogen (829 enligt senaste stamboken; Raczyński & Bołbot 2022). Antalet som ska fällas bestäms av polska miljöministeriet (Mysterud 2006), och låg fram till 2002 på 30 - 50 individer årligen (Figure 10.2, Krasińska & Krasiński 2007). Den naturliga mortaliteten varierar mellan 0 - 6%, är högst hos årskalvar och ungdjur, och är inte populationsreglerande utan jakt (Mysterud 2006). Snittet på 11% jaktligt uttag som gjordes i polska Białowieża från 1979 till 2006 minskade inte populationsstorleken (Krasińska & Krasiński 2007). Utifrån erfarenheterna från polska Białowieża kan alltså ett jaktligt uttag om högst 20% av populationen behövas för att hålla populationsstorleken på stabil nivå (förutsatt MVP är uppnått).

Konflikter med omgivande samhället uppstår då visenter i grupp eller enskilt söker sig ut från nationalparken till det omgivande landskapet. Som nämnts ovan infördes en reglerande jakt redan på 1980-talet för att reglera populationstillväxten och minska dessa konflikter. En annan åtgärd som sedan länge nyttjats i Białowieża är stödjande och/eller avledande utfodring. Utfodring leder dock till habituering, och enligt Krasińska & Krasiński (2007) inväntar visenterna vintertid höleveranserna vid utfodringsplatserna. Ytterligare ett sätt att begränsa populationen har sedan 1970-talet varit att fanga och exportera visenter till andra projekt och hägn runt om i Europa (en strategi som en gång lade grunden för artens överlevnad).

Tyskland

Det tyska visentprojektet i Rothaargebirge startade 2010 (Huisman 2018). Efter en treårig acklimatiserings- och utvärderingsfas släpptes de första vilda visenterna i Tyskland på ungefär 300 år ut. När antalet vilda visenter, nio stycken inledningsvis, ökade började de även sprida sig från området där de först introducerades, på godset Wittgenstein-Berleburgs marker, till de gränsande skogarna i Sauerland. Därmed började även skogs- och jordbrukare i området bli kritiska. I synnerhet verkar det varit två skogsägare som inlett protesterna och försöken att reversera återintroduktionen då de upptäckte att visenterna gnagt bark på bok. Trots inrättandet av en fond för ersättning för skador på skog resulterade klagomålen i en rättegång som slutade i Tysklands högsta domstol 2018 med konstaterandet att visenten är ett vilt djur i Tyskland och att markägarna måste tolerera vilda djur. Högsta domstolen framhöll även att naturvården hade ett ansvar att begränsa skadorna på skog, varmed slutsatsen blev att åter hägna in dem, vilket i sin tur innebär att visentens status som vilt djur kunde ifrågasättas. Kompromissen som nåddes består i att hägnet skulle vara permeabelt för människor och andra djur, men begränsande för visenterna.

Enligt Hendrik Bluhm, doktorand vid Humbolt University i Berlin (epost 230714) är visenterna fortfarande ohägnade och 26 till antalet. En rapport på tyska (Siebert *et al.* 2021) behandlar de olika aspekterna av projektet, men det är oklart om den hanterar de juridiska detaljerna. Enligt Hendrik Bluhm har de ursprungliga ägarna till visenterna (de *Trägerverein Wisent-Welt-Wittgestein Eingetragener Verein* <https://www.wisent-welt.de>) en stödförening för visenterna sagt upp sitt ägarskap över visenterna och kontraktet med de lokala myndigheterna, vilket gör det juridiska ansvarsförhållandet oklart. Fortsatta samtal mellan de olika parterna pågår.

Visenthägnat Bornholm

Visenthägnat om 200 hektar tillkom 2012 som ett femårigt försöksprojekt drivet av Naturstyrelsen i Danmark (motsvarande Naturvårdsverket). Projektet var politiskt beslutat, finansierat av Villum Fonden (<https://veluxfoundations.dk/da>) och hade som mål att undersöka möjligheterna till att återinföra visenter som ett frilevande, vilt djur på Bornholm för att bevara och främja det betade landskapet och dess biologiska mångfald, bevara en hotad art samt främja regional utveckling. Som på många andra platser överges och beskogas betesmarker och mindre produktiva åkermarker på Bornholm, vilket leder till en förlust av de arter (växter, insekter) som utvecklats med vilda djur men som, sedan den agrara revolutionen upprätthållits av oss människor och våra tamdjur (Emanuelsson 2009).

Försöksprojektet på Bornholm startade 2011 och var upplagt i tre delar (<https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/bison-bornholm/>). Första delen var en kartering av de logistiska förutsättningarna och överväganden inför att flytta visenter till Bornholm. Den inkluderade såväl tekniska lösningar, veterinärmedicinska frågor och biologiska övervägningar. En viktig del var även att genom möten, intervjuer och artiklar skapa en lokal förankring och förståelse för projektet. Den andra delen var själva anläggningen av hägnet och etableringen av visenterna. Denna del innefattade även planering av det uppföljande arbetet. Sista delen var en utvärdering av hur projektet fallit ut samt ett beslut över nästa steg. Den sista delen blev färdig 2018, och slutsatsen blev att visenterna skulle vara kvar i hägnet, som kunde utökas om tillrädligt (visenterna ska alltså inte släppas lös på ön).

Beslutet togs av dåvarande miljö- och livsmedelsministern (danska *Miljø- og Fødevareministeren*) i Danmark.

Initialt sattes sju visenter av låglandslinjen ut i hägnet; en fyra år gammal tjur och sex kor (mellan två och sex år gamla), alla från Polen. En ny tjur, även den från Polen, tillfördes 2017 och hann reproducera sig innan den avled. Gruppen tillväxte i början till 18 individer, men har sedan minskat till nuvarande tio; fyra könsmogna kor, en kviga, fyra tjurar (varav en kapital tjur som håller ihop korna, tillsammans med en ungtjur, sedan två solitärer) och en tjurkalv från 2023. Det fortsatta målet är att hålla en grupp om ungefär tjugo individer med nuvarande hägnstorlek. Om planerna på att utöka hägnet till 1200 hektar genomförs (planerat till 2028) kommer målet vara att hålla en grupp om ungefär 50 individer. Eftersom visenterna i hägnet är av låglandslinjen upplevs det som svårt att få tag på nya individer. Naturstyrelsen har kontakt med *European Bison Conservation Center* för detta (ref Wanda Olech-Piasecka).

Visentgruppen producerar en kalv var eller vartannat år per ko. Endast en individ har flyttats från hägnet, en tjur som levererades till ett projekt på Jylland (Lille Villemose). En tjur och två kor har avlivats på grund av skador, övriga avlidna har påfunnits döda. Utöver visenter finns det rådjur i hägnet, och en gång tog sig två dovhjortar tillfälligt in. Mellan juli och november 2016 gick även tre kvigor tamboskap (av rasen Limousine) i visenthägnat efter att de brutit sig in från ett angränsande hägn. Inga påtagliga interaktioner noterades, och ingen av de tre kvigorna betäcktes av någon av visenttjurarna trots att kvigorna var i reproduktiv ålder. Visentgruppen bestod vid denna tid av 16 djur, varav en äldre tjur och sex yngre (varav två kalvar), samt fyra äldre kor och fem yngre (en kalv).

Från etableringen 2012 fram till 2018 fick visenterna en del stödutfodring. Därefter, fram till vintersäsongen 2022/2023 fick de inget foder alls. För att blidka allmänheten fodrades med hö motsvarande 17% av det uppskattade energibehovet under februari och mars 2023. Visenterna åt, men som helhet bedöms utfodringen haft mycket liten inverkan på visenternas hälsostatus.

Uppföljningarna av hur visenterna påverkat landskapet och den biologiska mångfalden visar att florans diversitet i såväl skog som på öppen mark ökat sedan försöket inleddes (Andersen Schäfer 2018). I och med betestrycket mot busk och sly och även barkgnag på större träd ökar ljusinsläppet, vilket även det främjar markfloran. Trampan det av de stora djuren skapar även förutsättningar för nyetablering av växter och avföringen ger näring åt såväl insekter som svampar (se Foto 4). Det finns även omfattande betespåverkan på granarna i hägnet, oftast dock ett kraftigt bett men ingen ringbarkning (det senare gäller endast lövträd). Ibland syns äldre gnag på samma gran.

Hägnat består av två meter högt viltstängsel monterat på tryckbehandlade stolpar, färister vid bilfarter och klappgrindar för fotgängare (Foto 5). Besökare får röra sig till fots i hela hägnet, med cykel på vägar och anvisade stigar (ej i terrängen), eller åka med bil tvärs igenom. Det finns sammanlagt sex entréer in i hägnet varav två med färister avsedda för biltrafik och fyra endast för gående. Besökare rekommenderas via informationsskyltar spendera minst en timme i hägnet för att uppleva visenterna (som inte är särskilt lätta att hitta) och anmodas att stanna på anvisade stigar, hålla minst 100 meters avstånd till visenterna, aldrig på mellan kalv och ko, inte fodra djuren, inte kasta något mot djuren, vara lågmälda och hålla hund i koppel. För de som åker bil gäller att köra långsamt (det finns vägbumpers), stanna i bilen om djuren kommer nära och vänta med att stiga ut tills de passerat.

Hägnet öppet för allmänheten dygnet runt året runt. Danska naturskyddslagen (*'naturbeskyttelsesloven'*) reglerar generellt i Danmark var och hur man kan gå, och stipulerar att om man går in i skog så gör man det på egen risk. Det finns alltså inget ägaransvar om man får ett träd över sig. Detsamma gäller som utgångspunkt för visenterna i Bornholms-hägnet; besökarna går in i hägnet på egen risk. Om det framkommer att en individ, trots uppvisad aggressivitet, inte tagits bort av Naturstyrelsen kan ansvarsfrågan för en eventuell incident dock bli en domstolsfråga.

I början råddes besökare att undvika hägnet under kalvningstider eftersom visentkorna är något mer nervösa och förvarande under den tiden, men de senaste fem åren har det inte varit några begränsande påbud. Ibland under vintern när det snöat stängs bilfarterna så att inte visenterna ska kunna gå ut om färister skulle fyllas igen med snö.



Foto 4: Visentskit med svampar (Bornholms visenthägn).

Det har inte förekommit några fysiska kontakter mellan visenter och besökare sedan starten 2012 trots uppskattningsvis en miljon besökare (100 000 om året). Dock har en det hänt att besökare upplevt sig som trängda av visenterna, särskilt under brunst eller när kalvarna är nyfödda. Ibland, men inte alltid, har hund varit involverad. Det verkar i synnerhet vara korna som markerar mot besökare och hundar.

Sammanlagt har visenthägnat haft ungefär en miljon besökare sedan projektstarten. Ungefär en tredjedel av dem är turister, de resterande fastboende på Bornholm (Marcussen 2015). Huvudsyftet till besöken är att se visenterna, vilket gjort att hägnat omnämns ”bisonskogen” i folkmun (visentskogen på svenska). Enligt Marcussen (2015) får ungefär två tredjedelar av besökarna även se visenterna. De flesta tar sig dit med bil, buss eller andra motorfordon, och stannar i genomsnitt en timme. En majoritet av besökarna (55%) är kvinnor, medelåldern är 45 - 50 år. Marcussens (2015) undersökning visar att såväl besökande turister som fastboende generellt har en positiv syn på visenterna och initiativet.



Foto 5: Entrén in i hägnat och anvisningarna (Bornholms visenthägn).

Grunden till regeringsbeslutet att visenterna fick vara kvar i hägnat, som även kan utökas med 1000 hektar om så önskas, men inte släppas helt fria på Bornholm beror framförallt på grund av en oro för skador på jordbruksmark, risken för trafikolyckor samt en oro för sjukdomar. Som det politiska läget är i Danmark just nu finns alltså en politisk konsensus att visenterna ska vara kvar i hägnat. Detta kan dock omvärderas.

Angående visenternas farlighet skriver Naturstyrelsen så här (översatt från danska med Google Translate):

”Vår erfarenhet sedan 2012 visar att bison inte är farligare än tamboskap. Men precis som med tamboskap måste man vara försiktig, särskilt under perioden direkt efter att korna har fött kalvar – typiskt sett i juni månad. Om du följer ”husreglerna” ovan ska du inte ha obehagliga upplevelser av djuren. Det är 100 000 besökare till bisonskogen varje år och vi har bara hört talas om en handfull episoder där någon har känt sig hotad av bison och det har typiskt sett handlat om perioden direkt efter kalvarnas födelse. Därför stänger vi också ibland tillgången till skogen under några veckor om flera kalvar föds inom en kort period.” (<https://naturstyrelsen.dk/naturoplevelser/naturguider/almindingen/bisonskoven/>, 2023-07-13).

Danska Bornholm-projektet har varit ett renodlat naturförvaltningsprojekt, så det finns inga egentliga vetenskapliga utvärderingar och förhållandevis lite dokumentation. Mer att läsa om projektet finns på <https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/bison-bornholm/> samt referenser ovan. Information har lämnats av Rasmus Munch Marcher, skogvaktare och viltkonsult, och Søren Friese, jägmästare, projektägare, som även granskat texten.

Litauen

Den sista vilda visenten försvann från Litauen under medeltiden (Benecke 2005). En återintroduktion inleddes 1973 med sammantaget tio visenter (två tjurar och åtta kor) från Ryssland (Prioksko-Terrasny reservatet) och en infångad frilevande visent, det vill säga 11 individer (Balciauskas 1999). Ytterligare en population etablerades 2020 när 18 individer från Grodno i Belarus invandrade till Dzukia-regionen i Litauen, nära den belarusiska gränsen (Lapickis *et al.* 2023). Idag uppgår de litauiska subpopulationerna (fyra stycken) till 280 individer fördelade på två huvudområden; Panevezys/Kedainiai (252 individer, tre subpopulationer) i norra/centrala Litauen och Dzukia-regionen i sydöst (28 individer) (Raczyński & Bołbot 2022). Det förekommer även fortsatt spontan spridning till Litauen från Belarus (Kibiša *et al.* 2023). Visenternas huvudsakliga utbredning är i ett brutet jordbrukslandskap vilket leder till konflikter med jordbruket. Mot bakgrund av detta sker omfattande förflyttning, där visenterna fångas i fällor och transporteras till mer beskogade delar av landet. Fällorna står på pallar som enkelt lyfts upp på en lastbil efter att en visent gått i fällan och därpå transporteras bort.

Utöver dessa exempel finns en beskrivning av (dåvarande) övriga polska populationer, samt de i Belarus och Ryssland i Krasínska & Krasínski (2007).

11. Visenter i Sverige: Erfarenheter från djurhållare

För att få en uppfattning om visentens historia i Sverige och de samlade erfarenheterna från de djurhållare och uppfödare som här ställdes följande frågor till alla visenthållare som kunde identifieras. Även djurhållarnas (svarandes) tankar om en återintroduktion av visent som vilt levande djur i Sverige efterfrågades. Av 14 tillfrågade djurhållare (varav 10 djurparker), svarade 11 (varav nio djurparker) på frågorna. Varje stycke inleds med en kort presentation av djurparken/djurhållaren. Alla svaranden har haft möjlighet att komma med synpunkter på tidigare utkast av texten rörandes deras egna svar, och har godkänt den slutliga skrivningen. Delar av visenternas historia i Sverige här även inhämtats från Svensson (2008). Genomgående är att alla visenter i Sverige är av låglandskaukasiska linjen och det finns inte någon (känd) inblandning av exempelvis amerikansk bison eller nötboskap.

Följande frågor ställdes:

- När kom de första visenterna till er (dvs vilket årtal)?
- Hur många var de, varifrån kom de, och hur har de fyllts på efterhand (alltså med fler externa individer)?
- Vilken linje håller ni, dvs låglandslinjen eller låglands/karpatiska linjen?
- Hur många har ni hållit i snitt över tid, och hur många har ni för avsikt att hålla just nu?
- Vilken fördelning av kor, tjurar och ungdjur har ni?
- Hur många kalvar får ni i snitt per år?
- Hur många visenter har ni 1) skickat till andra parker i Sverige, 2) skickat till andra parker i Europa, 3) skickat att släppas fria i andra delar av Europa, 4) slaktat/avlivat på plats?
- Hur hålls visenterna, dvs storlek på hägn och/eller antal/ytenhet?
- Vilket foder får de? Varierar det över år?
- Har ni haft några incidenter med skador av människor eller djur? Hur bedömer ni visenternas humör, dvs kan de vara aggressiva och hur uttrycks det?
- Övriga erfarenheter ni vill förmedla/som ni tycker viktigt för att betänka om visenten ska återföras som vilt djur i Sverige?

Skansen

Skansen grundades av språkforskaren Artur Hazelius 1891 som en plats för både människor, djur, natur och kultur. Förevisning av tamdjur och Nordens vilda djur var från början en given del av verksamheten, som med tiden även kompletterades med exotiska djur. Visionen är att de besökande både ska lära sig om natur och kultur samt erbjudas inspirerande upplevelser. Skansen är ett av världens äldsta friluftsmuseum, är öppet året runt och välkomnar runt 1,4 miljoner besökare/år. Parken drivs som en stiftelse med samarbeten med företag, organisationer och myndigheter.

Den första visenten, en låglandsvisent-tjur som döptes till Oden (stambokförd som 13 Bernadotte), kom till Skansen år 1910 från Zoo Berlin. Sex år senare, 1916, fick Oden sällskap av ytterligare tre visenter

från Hagenbeck Zoo i Hamburg; kon 89 Bilma (vildfångad i Białowieża), tjuren 87 Bill (född i Budapest zoo), även kallad Tor, samt kon Sigyn som bedömdes ha inslag av nötboskap. Sigyn skickade 1925 till det av Axel Ax:son Johnson nyupprättade visenthägnat på Engelsberg. På Skansen fanns då Bill och Bilma kvar, samt två kullsyskon 93 Biserta och 161 Biscaya. Siffrorna hänvisar till katalognumren i stamboken för visent

(https://bpn.com.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=1132&Itemid=82&lang=en).

En ny avelsgrupp bildades på Skansen 1929 med korna 211 Pustolka och 226 Pustelnica samt tjuren 212 Stojare (även kallad Jarl II), den senare född på Skansen. Pustolka och Pustelnica erhöles i utbyte mot Biserta och Biscaya, som skickades till Białowieża i Polen för att bidra till att rädda artens överlevnad, något som Skansen som nämnts ovan från första början och i hög grad bidragit till. Några år senare, 1935, skickades även låglandsvisenten Bilma till Białowieża. Skansen har sedan 1929 bytt visenter många gånger, och de som hålls nu är såsom alla visenter i Sverige av låglandskaukasiska avelslinjen. Alla Skansens visenter genom åren finns utöver den internationella stamboken (se ovan) även registrerade i den djurparksgemensamma stamboken ZIMS (Zoological Information Management System, <https://species360.org>).

För närvarande hålls en tjur och två kor samt deras avkommor tills de är 1,5-2 år gamla. Korna får en kalv ungefär var 14:e månad i unga år, med ökande intervall till 21-22 månader då de blir äldre. De går i en hage där de utfodras med hö och kraftfoder. Inga allvarliga incidenter har inträffat i modern tid, och ej heller historiskt enligt vad som är känt. Djuren anses vara genomgående lugna men något olika i temperamentet. Korna anses i regel vara mer på sin vakt än tjurarna. Det går bra att vänja dem vid människokontakt, och de uppfattas som lättlärd och följsamma. Visenterna tränas att gå in i separata boxar varje dag för att utfodras individuellt medan hagen sköts av djurvårdarna. De har även tränats att kliva upp på och stå stilla på en väg i hagen för att kunna vägas fortlöpande.

Information och korrekturläsning av Linda Törngren, chef Djurvårdsenheten, Skansen

Avesta Visentpark

Grunden till Avesta visentpark lades 1923 av generalkonsuln Axel Ax:son Johnson i och med leveransen av sex visenter från Skansen till Johnsons egendom Engelsberg (nu Ängelsberg) i Västmanland. Skansen hade överskott på visenter, och Johnson hade tidigare visat intresse för att upprätta ett hägn om 80 hektar. Visenten passade dessutom in i den bild av styrka, kraft och tidlöshet som Ax:son Johnson ville förmedla för sitt företag, Avesta Jernverk. Inledningsvis hölls även gotlandsruss, älgar och dovhjortar i hägnet tillsammans med visenterna. År 1939 flyttades de dock från Engelsberg till Stubbsveden utanför Avesta, där visentparken finns idag.

De första visenterna kom som sagt till Avesta 1924 och var sex stycken till antalet; kvigan Biskra kom först, därefter ungtjuren Balder och kvigan Svea, kon Billa med årskalven Fylgia, och slutligen kon Sigyn. Sigyn visade sig sedermera ha inslag av nötboskap, vilket föranledde en omfattande utrensning i visentbeståndet i såväl Sverige som övriga Europa när det uppdagades 1928. Upptäckten skakade om initiativet att rädda arten. Eftersom Balder, den avsedda avelstjuren, var släkt med Sigyn, togs han ur aveln och ersättas med tjuren Bojar från en privat uppfödning i Tyskland. Gruppen kompletterades med fyra kvigor från Skansen 1938 och en tjur och en kviga från Amsterdam Zoo året därpå.

Efter andra världskriget hörde visentgruppen i Avesta till en av de största kvarvarande. År 1950 fanns där 18 visenter av sammanlagt 143 stycken återstående i världen. Idag hålls 23 visenter i Avesta visentpark, åtta handjur varav två avelstjurar och 15 hondjur, som i genomsnitt får en kalv per år. Parken är indelad i två större hägn om 8,5 och 5 hektar vardera med tillhörande bakhägn på 2,5 ha, samt åtta mindre grushägn för kortvariga vistelser vid hantering och ett isoleringshägn över en sammanlagd areal om ca 17 hektar.

Sammanlagt har 28 stycken visenter skickats till utlandet varav 24 visenter skickats för att släppas fria i andra delar av Europa, senast 2021. Ytterligare 42 stycken visenter har skickats till andra parker och djurhållare runtom i Sverige. På anläggningen har det under åren fötts 421 stycken kalvar. Vissa överskottsdjur avlivas även på plats och serveras på kommunens äldreboenden och skolor samt på anläggningens servering.

Visenterna får beta över hela parken året runt, men utfodras även med hö fram till juni och från mitten av september, vilket växlas över till hösilage under den kallare delen av året. Under hela året fodras de med ris och sly av lövträd och kraftfoder i form av Renfor två ggr/dag, samt har alltid fri tillgång till slickstenar av salt- och mineralsten samt till vatten i eluppvärmda vattentråg.

Vissa individer kan vara aggressiva, som exempelvis tjuren Bojar (se Svensson 2008). Under tiden då Avestas visenter hölls i hägnet i Engelsberg hände det att såväl gotlandsruss som visentkalvar blev ihjälstängade av vuxna visenter. Älgarna som samhölls med visenterna verkar dock lyckats hålla sig undan. Vissa tjurar har visat mer aggressiva beteenden än andra och har då stängt sönder slanstaket och gjort åverkan på hägnen för att exempelvis utmana en annan tjur eller kurtisera en brunstande ko. Sedan 2003 har tre olika tjurar vid tre tillfällen tagit sig ut inne på den nuvarande anläggningen. Visenterna är i regel mer aggressiva och vaksamma under vissa delar av året exempelvis i samband med brunst och kalvning. Vissa individer har varit hårda på kalvar och det har förekommit tillfällen kalvar stängats ihjäl.

Incidenter med människor har förekommit, men endast vid hantering och när människan har varit för nära djuren i skötsel- och hanteringssituationer. Visenterna på Avesta har visat sig parasitkänsliga om de går på mindre områden. Under parkens tidiga historia förlorades djur innan man kunde säkerställa att det handlade om parasiter och kunde åtgärda problemet. Viktigt att betänka vilka sjukdomar som kan drabba visenten och även överföras till exempelvis nötkreatur.

För att förenkla återintroduktioner strävar Avesta efter att hålla visenterna så vilda som möjligt, eftersom halvtama förvildade visenter har visat sig kunna söka upp människor och tamboskap efter utsättning. Detta görs genom att minimera hantering och hålla dem åtskilt från gäster vid utfodring. Innan en grupp visenter, oftast ko och tjur samt några ungdjur i olika ålder, skickas iväg från Avesta får de gå tillsammans under en längre tid, gärna 6 - 12 månader, långt från det publika området för att det ska bli en lugn och fin grupp med färdig rangordning inför utsläpp. Detta brukar hänvisas till som Avestamodellen.

Information och korrekturläsning av Rikard Wiklund, föreståndare Avesta Visentpark.

Eriksberg Hotell och Safaripark

Eriksberg är en gård utanför Karlshamn i Blekinge om ungefär 925 hektar som hägnats och sedan slutet av 1990-talet drivs som hotell och safaripark. Gården införskaffades av zoologen Bengt Berg år 1938, som bland annat bidrog till att restaurera de svenska populationerna av såväl havsörn som kronhjort. Under den nuvarande ägare, företagsledaren Rune Andersson, har parkens hotell- och safariverksamhet utvecklats. Safariparken är Nordens största, och tillhör Europas största. Hela det hägnade området är naturreservat.

De första visenterna på Eriksberg införskaffades av Iens Illum Berg 1978. De var tre stycken, en ko från Skånes djurpark och en tjur och en ko från Kolmårdens djurpark. Därefter har såväl kor som tjurar hämtats från andra svenska djurparker, såsom Skansen och Avesta visentpark, men tjurar har även importerats från Tyskland. Visenterna är av den låglandskaukasiska linjen.

Målet är att hålla en vintergrupp om 30 - 40 stycken. Korna kalvar med 13 - 18 månaders mellanrum. Genom åren har ett stort antal visenter skickats från Eriksberg till såväl andra parker i Sverige och internationellt, men även till stödutsättningar och återintroduktioner i olika restaureringsprojekt.

Visenterna på Eriksberg hålls tillsammans med kron- och dovhjort, vildsvin, mufflonfår samt en mindre grupp davidshjortar (*Elaphurus davidianus*, en kinesisk avlägsen släkting till kronhjorten som enligt IUCN är utdöd i det vilda, <https://www.iucnredlist.org/species/7121/22159785>). Normalt fodras inte visenterna under sommarhalvåret (maj till september), och under övriga året med ensilage, potatis och majs. De går fritt i hägnet året runt.

Det har inte varit några incidenter med människor på Eriksberg, och visenterna upplevs som snälla och lugna så länge de har utrymme och möjlighet att komma undan. En grundläggande rekommendation är att inte gå in till visenter i små hägn. För att lyckas med en återintroduktion av visent som vilt djur i Sverige rekommenderas nogsamt beaktande av erfarenheter från återintroduktioner i andra delar av Europa, samt en god portion psykologi och kunskap.

Information och korrekturläsning av Per-Arne Olsson VD Eriksbergs vilt- och naturpark och Tommy Svensson, koordinator EBCC Scandinavia (www.visenter.se)

Nordens Ark

Nordens Ark ligger på Åby säteris marker i Sotenäs kommun på Bohuslän. Parken drivs av Stiftelsen Bohus Avelscentrum som instiftades 1988 av privata donatorer och invigdes året därpå. Åby säteri införskaffades 1996 och parken omfattar idag 383 hektar bestående av betesmarker, skog och djuranläggningar. Utöver djuranläggningar finns hotell, restauranger och butiker på området. Utöver vilda och/eller hotade djur håller parken även tamdjur, men fokus på hotade lantraser. Nordens Ark arbetar aktivt med stödutsättningar och återintroduktioner, och har bland annat bidragit till att rädda såväl pilgrimsfalk, vitryggig hackspett, fjällgås och grönfläckig padda i Sverige. Parken har öppet året runt.

De första visenterna kom så sent som i maj 2018; tre kvigor från Eriksbergs viltpark, en tjur från Kolmården och ytterligare två kvigor från Zoo Olomouc i Tjeckien. De är alla av den låglandskaukasiska linjen. Hittills har sju kalvar fötts, varav två kvigor skickats till Kolmården och en tjurkalv till Berlin i juni 2023 för vidare utsättning i Azerbajdzjan tillsammans med en av korna som ursprungligen kom från Eriksberg. Fyra av kalvarna går kvar i parken. Gruppen består nu av nio djur; en tjur, fyra kor, två fjolårskalvar (ungdjur) och två kalvar. Målet är att hålla 7 - 8 individer i snitt över tid. Korna får i snitt 0,7 kalvar/år.

Visenterna hålls i ett tudelat hägn sammanlagt 12 hektar (6+6). På sommaren betar visenterna i hägnet, och ingen utfodring sker för att underlätta hantering. På vintern får de varierande grovfoder och viltpellets (Spannex, Granovit) vid behov.

Visenterna upplevs inte som direkt farliga, men uppvisat betydligt fler försvarsbeteenden än exempelvis nötkreatur. Tjuren kan då och då göra utfall/rusningar vid exempelvis rengöring av vattenkaret eller om

man går längs stängslet. Gruppsammanhållningen har ökat successivt efter etableringen och visenterna har i ökande grad uppvisat försvarsinstinkter, i synnerhet under brunsten. Om korna upplever att kalven hotas, exempelvis vid häftiga armrörelser, kan de snabbt gå i försvarsställning och även vara aggressiva. Vid hantering är det alltid bäst att backa undan om gruppen visar aggressiva tendenser.

Vid en eventuell återintroduktion rekommenderas visenter som är mindre vana vid folk, och kanske undvika individer som matats mycket. Särskilt pelletmatning är av ondo i detta avseende. De individer som inte följer skötarna i hämlarna skulle troligen klara sig bäst som vilda. I övrigt kan det vara klokt att välja individer med god hullbildning under liten (utfodrings-) insats. En möjlighet är att särbehandla de individer som ska sättas ut med kortare svältperioder. Klövtillväxten kan vara ett problem i hägn, och mark med mycket berg och sten är att föredra för att minska klövtillväxten. Kraftfoder bör undvikas.

Information och korrekturläsning av Ingela Andersson, förman och Mats Niklasson, forskningschef Nordens Ark

Kolmårdens djurpark

Med sina 172 hektar, omfattande djurhållning och en mängd attraktioner är Kolmårdens djurpark en av Sveriges största. Kolmårdens djurpark grundades av affärsmannen och, sedermera, djurparkschefen Ulf Svensson år 1965 efter beslut av dåvarande Kolmårdens landskommun (nu Norrköpings kommun). Tanken var att skapa en regional attraktion och ett upplevelsecentrum i de mytomspunna och relativt svårtillgängliga kolmårdenskogarna. Efter inledande år under kommunalt styre drivs parken privat sedan 1997 och ägs i skrivande stund av Parks & Resorts Scandinavia. Kolmården håller idag ett 80-tal djurarter, varav flera är utrotningshotade och ingår i diverse bevarande- och restaureringsprogram. Parken har ett omfattande forsknings- och utbildningssamarbete med, framförallt, Linköpings universitet.

Kolmårdens djurpark har hållit visenter sedan 1969 då tre individer, en tjur och två kor, importerades från Köpenhamns Zoo. Därefter har gruppen fyllts på med sammanlagt 12 individer. Antalet har i genomsnitt omfattat en tjur och två/tre kor, med den långsiktiga målsättningen att hålla en tjur och fem kor samt kalvar. Idag består gruppen av en tjur, fyra kor och en kalv av lågländskaukasisk linje.

Visentkorna på Kolmården får i snitt en kalv per år, vilket gör att ett stort antal visenter har fötts upp vid Kolmården under åren. Av dessa har 20 förmedlats till andra djurparker och visenthägn i Sverige och åtta stycken till andra djurparker i Europa. Kolmården har även levererat fyra visenter till Rumänien och Azerbajdzjan där de släppts fria i restaureringsprojekt. Utöver det har sammanlagt 36 visenter dött eller avlivats på plats.

Visenterna på Kolmården går i en inhägnad om 1,1 hektar, där de utfodras med baspellets och fri tillgång på hö, samt betfor vid behov. På sommaren slås det gräs som blandas upp med hö. Visenterna avmaskas 2 - 4 gånger per år beroende på väder. Unga djur behöver ibland avmaskas oftare än vuxna.

De uppfattas som relativt fredliga och tillbakadragna djur. Tjurarna kan skydda sin flock, och korna är väldigt beskyddande om sina kalvar. De kan vara tuffa i sitt försvar, så det gäller att visa dem respekt och iaktta försiktighet. Inga incidenter har inträffat. En eventuell återintroduktion av visent som vilt djur i Sverige bör åtföljas med omfattande utbildning av allmänheten om hur de beter sig, när de kan bli aggressiva och hur det är att röra sig i marker och leva sida vid sida med visenter.

Information och korrekturläsning av djursamordnare Thomas Lind, verksamhetschef Linda Berggren och djurvårdare Sofie Björklund, Kolmårdens djurpark

Borås Djurpark

Borås Djurpark bildades 1962 efter beslut av Borås kommun. Den första intendenten, Sigvard Berggren, hade då sedan en tid tillbaka samlat på sig en grupp exotiska djur inhämtade från diverse delar av världen. Han höll dessa på sina privata ägor där de tilldrog sig stor publik uppmärksamhet. Borås Djurpark omfattar 40 hektar i utkanten av centrala Borås. Huvudinriktningen är nordiska och afrikanska vilda djur. Utöver förevisning och upplevelser är arbetet inriktat på forskning och bevarande i samarbete med flera nationella och internationella universitet och organisationer. Parken har runt 200 000 årliga besökare. Djurparken omfattar även en camping.

De första visenterna kom till Borås Djurpark redan 1973. Det var en tjur och en ko som införskaffades från Frösön i Östersund. Sedan dess har ytterligare sex visenter tillkommit externt, och 91 har fötts på parken. Parken har varit engagerade i stödutsättningar och återintroduktioner av visenter sedan 2001. Sammanlagt har 11 visenter skickat till diverse projekt runtom i Europa. Under de senaste åren, 2021 - 2023 har sex stycken visenter skickats till utsättning i bland annat Rumänien och Azerbajdjan.

Visentgruppen består idag av en avelsgrupp bestående av en tjur och två kor, fem kalvar från 2022 och 2023 och en grupp om tre unga tjurar födda 2020 och 2021. Sammantaget hålls alltså 11 visenter, varav fyra tjurar, två kor och fem kalvar. En avelsgrupp om en tjur och tre kor anses vara en lämplig målbild för djurparken. Korna föder i genomsnitt en kalv/år per år (dvs en kalv/ko vartannat år). Alla visenterna är av låglandskaukasisk linje. Avelsgruppen hålls i ett hägn om 0,35 hektar och ungtjursgruppen i ett hägn om 1,2 hektar. De utfodras med ensilage och kraftfoder året om och får kontinuerligt tillgång till grenar och lövsly. Visenterna går själva i hägnen, dvs utan andra arter.

Det har inte förekommit några incidenter med människor eller andra djur, och visenterna upplevs generellt som lugna och trygga. Det krävs mycket för att stressa upp dem, och om så sker lugnar de ner sig och återhämtar sig relativt snabbt. Även vid sövning brukar de övriga i gruppen hålla sig lugna. Sövda djur kan dock vara stressade vid uppvaknandet, vilket kan göra närkontakt farligt. Det är stora och förvånansvärt explosiva djur om de så önskar, och har även stor kapacitet att försvara sig om de känner sig trängda. Unga djur upplevs som mer lättstressade än de äldre. Även ensamma djur kan upplevas som mer stressade. Tjurar ändrar påtagligt mentalitet vid två, tre års ålder och blir då lugnare och tryggare.

På grund av sin storlek och kraft kategoriseras visenterna som högsta riskkategori av Borås djurpark vid händelse av person i hägn eller då djuren tas ut ur sin anläggning. Personalen jobbar inte i närkontakt med djuren utan har alltid säkerhetsbarriärer mellan sig själv och visenterna. Vid utfodring, städning och underhåll slussas djuren mellan olika delar av anläggningarna.

Vid en eventuell återintroduktion som vilt djur rekommenderas en aklimatiseringsperiod i en större inhägnad där djuren successivt avvänjs från människor och utfodring. Vidare rekommenderas att använda unga vuxna djur för syftet, dvs inte alltför unga djur. Parkens praxis är att vänta till djuren har blivit ungefär två år gamla innan de flyttas från familjegruppen. Det är även tillrådligt att bygga upp en stabil grupp innan utsättning med yngre djur enligt ovan och ett äldre hondjur som kan ta rollen som en trygg ledare.

Information och korrekturläsning av Johan Jönsson, zoolog Borås Djurpark

Kungsbyn Djurpark

Kungsbyn ligger en dryg mil öster om Västerås i Västmanland. Djurparken bildades 2008 av Henrik Ludvigsson, VD och ägare av både parken och gården där parken ligger. Det är en mindre djurpark som bygger på relationen mellan människa och djur. Den ursprungliga tanken var att visa djuren vi äter på nära håll, men har utvecklats till att omfatta upplevelser av såväl vilda som tama svenska och exotiska djur. Parken har även restaurang och arrangerar olika kulturevent.

De första visenterna, två tjurar, kom till Kungsbyn från Avesta 2010. Strax därpå levererades två kor från Avesta och en tid senare ytterligare två kor från Skånes djurpark. Alla är av låglandskaukasisk linje. Just nu hålls tre tjurar och tre kor, vilket även är den avsedda gruppstorleken och könsfördelningen i förlängningen. I genomsnitt får de tre korna tillsammans två kalvar per år (0,67 per ko). Alla kalvar, hittills endast tjurkalvar, avlivas som nyfödda eftersom det inte finns någon avsättning för dem.

Hittills har en tjurkalv levererats till Ryssland för utsättning i det vilda. Detta skedde 2016 och finansierades genom 'crowdfunding' av besökare och följare på sociala medier. Två vuxna visenter har avlivats på plats, och alla kalvar (ungefär två/år sedan starten). Visenterna hålls tillsammans med nötboskap (Heck), kron- och dovhjortar i ett hägn om 17 hektar som till 2/3 delar består av jordbruksmark och resten en med tiden alltmer utglesad skogsdunge bestående av lövträd. De betar i hägnet och utfodras med ensilage. Kraftfoder används endast som godis/lockmedel.

Visenterna upplevs som lugna och stabila djur, de är samlade och har ingen omedelbar flyktreaktion som exempelvis hästar har (även stabila hästraser som nordsvensk). De står exempelvis kvar när andra visenter eller hjortar skjuts i dess närhet. Det har inte varit några incidenter med människor, och inte uppvisat något hotfullt eller tankeväckande beteende heller, men de kan bli lite påstridiga vid utfodring. De har dock i självförsvar dödat både brunstiga kron- och dovhjortar som givit sig på dem under brunsten.

Ska visenten återintroduceras måste det finnas acceptans för att de jagas och skjuts ibland. De ska inte behandlas och skyddas som porslinsdockor utan direkt bli ett förvalt vilt djur som jagas. Det är trevliga djur som är spännande att se på och dessutom goda att äta, och vore ett intressant och betydelsefullt tillskott i den svenska faunan och landskapet.

Information och korrekturläsning av Henrik Ludvigsson, VD Kungsbyn Djurpark

Lycksele djurpark

Lycksele djurpark är Sveriges nordligaste. Den ligger alldeles i utkanten av Lycksele stad, grundades 1959 av Holger Lithner och drivs av Lycksele kommun. Djurhållningen är inriktad på nordiska vilda och tama däggdjur. Parkens mål är att skapa förståelse för djurens och naturens värde. Detta görs i samarbete med olika nationella och internationella organisationer, universitet och andra myndigheter. Lycksele djurpark har bland annat bidrag till bevarandearbetet med de svenska myskoxarna i Härjedalsfjällen, och håller på att starta upp ett projekt inriktat på berguvar i norra Sverige.

De första visenterna kom till Lycksele 1991. Det var en ko från Skånes djurpark och en tjur från Skansen. Två av de kokalvar (Lyksia och Lykstra) som föddes i parken sparades för att så småningom ersätta den gamla kon, och en ny tjur (Skotte) införskaffades från Skånes djurpark. Lyksia avled 2016, och Skotte avlivades 2019, varpå två nya avelsdjur, en ko och en tjur, införskaffades från Avesta visentpark. Målet är

att hålla just tre vuxna djur, en tjur och två kor, som får 1 - 2 kalvar i snitt per år. Alla visenterna är av låglandskaukasisk linje.

En ungtjur född på parken har skickats till ett vilthägn i Ånäset, och en tjur född 2021 skickades i år (2023) via Berlin Zoo för att släppas ut i det vilda i Azerbajdzjan. Sammanlagt har 20 visenter slaktas i parken både av medicinska skäl och på grund av ett överskott. Visenterna hålls i ett 2,4 hektar stort hägn, där de betar och fodras med sly över sommarhalvåret och hö och renfor under vintern.

Visenterna upplevs som väldigt nyfikna och orädda, och kan ibland vara mycket närgångna. Även om de inte är aggressiva bör stor försiktighet iaktas vid interaktion med dem eftersom det är stora djur, och ingen får vistas inne i visenthägnen. Parken har inte haft några incidenter mellan visent och människa.

Information och korrekturläsning av Carola Stålfjäll, förste djuransvarig Lycksele Djurpark

Kosta safaripark

Kosta safaripark ligger i det så kallade glasriket där flera av Sveriges glasbruk (såsom Kosta) ligger. Parken består av ett 173 hektar stort hägn där visenter strövar fritt tillsammans med älgar, kron- och dovhjortar, mufflonfår och vildsvin. Marken i hägnen består skogsmark, öppna ytor och täta planteringar. Besökare upplever djuren genom att åk egen bil genom hägnen. Kosta safaripark öppnade för allmänheten 2018.

De första fem visenterna kom till parken från Avesta visentpark, Eriksberg Hotell och Safaripark och Taxinge säteri. De anlände 2020 och var alla av låglandskaukasisk linje. För närvarande hålls 12 visenter i parken, varav en tjur, fyra kor, två äldre kvigor, två yngre, och tre årskalvar (två tjur- och en kvigkalv). De fyra korna får i snitt två kalvar per år (0,5 kalv/ko/år). Målet är att hålla en grupp om ungefär åtta individer.

Kosta visentpark ingår i European Bison Conservation Center (EBCC) och har anmält önskan om att skicka visenter till utsättning i Rumänien. Sedan starten 2020 har tre visentjurar avlivats i parken efter skador de fått då de slagits med varandra. Utöver det de hittar att beta i hägnen utfodras visenterna med ensilage (fri tillgång året runt), kraftfoder och mineraler. De upplevs inte som särskilt aggressiva

Information och korrekturläsning av Jacob Nilsson, Kosta safaripark

Fållökna gård (privat)

Fållökna är en privatägd gård som ligger i Södermanland strax söder om Eskilstuna. Hela gården omfattar drygt 600 hektar varav ca 400 är skog, 120 hektar åker och en del vatten. På markerna har ett hägn om 135 hektar anlagts, och ytterligare ett om 65 hektar planeras. De första visenterna, tre unga tjurar av låglandskaukasisk linje, införskaffades 1919 från Avesta visentpark. Planen är att utöka gruppen med ytterligare visenter i det planerade hägnen om 65 hektar.

Visenterna betar i hägnen under sommarsäsongen, utfodras med ensilage på vintern, samt får lite havre då och då för att skapa en relation som möjliggör hantering. Visenterna uppfattas som väldigt lugna, och det har inte varit några incidenter med människor. Några mufflonbaggas i samma hägn har dock dödats av visenterna, oftast vid foderbalen, så om något inte passar dem kan vad som helst hända. Om man gör något annorlunda, en hastig rörelse, eller kommer för nära kan de markera, och då drar man sig bara undan

och går därifrån. Det kan även upplevas som onödigt spännande att gå mitt på gärdet när visenterna är 100 meter bort, vilket även är det uppsatta riskavståndet. De är snabba djur.

Om visenter ska återintroduceras ska det ske på stora marker, med stora skogar och på behörigt avstånd från bostäder, sommarstugor och infrastruktur.

Information och korrekturläsning av Christian Ugglå, driftschef Fällökna gård

Hägn på Gotland (privat)

Hägnet har tillkommit på initiativ av Björn Bro, privat markägare på östra Gotland. De första visenterna, en tjur och en kviga, kom strax efter midnatt den 11/9, 2017 efter en lång och krånglig transport på leriga skogsvägar. Strax efter klockan två på natten lämnade först kvigan och en kvart senare tjuren transporten. Kvigan kom från Skansen och tjuren från Avesta visentpark, båda av långlandskaukasisk linje. Hittills har en kalv fötts, en kvigkalv i november 2021. Parning har observerats, så fler kalvar är rimligen på gång.

Hägnstillståndet omfattar en vinterpopulation om 10 visenter, vilket även är den långsiktiga målsättningen, men just nu endast de tre beskrivna ovan, dvs en tjur, en ko och en kvigkalv. Inga visenter har hittills lämnat hägnet.

Hägnet är 160 hektar och därmed det största på Gotland. Det är 2,6 meter högt och försett med dubbla eltrådar. Ägaren bedömer dock att 1,6 meters höjd räcker för att hålla visenterna inne. Hägnet inkluderar ungefär tio hektar skog med rödlistade arter, vilket delvis är ett skäl till att området bör förbli relativt okänt.

På sommaren äter visenterna det som hägnet erbjuder, främst det höga gräset i tallskogen men de har även setts böja ungbjörkar och äta löv. Inga allvarligare skogsskador har observerats. De håller gärna till ute på agmyrarna. Vintertid (nov – maj) fodras de med ensilage.

Djuren upplevs som skygga och reserverade, och det har inte varit några incidenter. När främmande personer kommer drar de sig tillbaka in i skogen, och generellt ses de väldigt sällan sommartid.

Innevarande sommar sågs de endast tre gånger av ägaren under hägn/nätinspektion som utförs ungefär två gånger per månad. När de vintertid fodras av ägaren kan de bli lite närgångna och ivriga. Tjuren kan då slå med huvudet i sidled, vilket tolkas som tecken på irritation. Vid fodringen vintertid måste man vara två för att hålla uppsikt på djuren.

Kostnaden för att hålla ett icke-kommersiellt avelshägn som detta kan skapa ekonomiska hinder. Tre visenter äter lika mycket ensilage som ett 50-tal dovhjortar (20 - 30 balar/år). Förslagsvis etableras en gemensam fond för de som vill skapa liknande hägn. Bidrag kunde även gå till transporter.

Att släppa dem fria på Gotland bedöms som svårt utan en radikal attitydförändring bland myndigheter och allmänhet. Urbanisering och byggnationer utarmar och förminskar lämpliga biotoper och på vintertid kommer de besöka åkrar. Möjligen skulle man kunna skapa större hägnader i strandzoner där visenterna skulle klara sig utan stödutfodring på vintern.

Information och korrekturläsning av Björn Bro, ägare visenthägn, Gotland

Skånes Djurpark

Enligt stamboken (Raczyński & Bołbot 2022) håller parken två tjurar och två kor, och fick en kalv under 2022 (Tabell 13). Frågor har skickats via epost, ingen återkoppling har skett.

Samstorps Gård (privat)

Privat gård som enligt stamboken Raczyński & Bołbot (2022) håller tre tjurar och fyra kor, och fick två kalvar under 2022 (Tabell 13). Förfrågan om uppgifter har skickats via telefon (sms), epost saknas, ingen återkoppling har skett.

Smultronhöjdens vilt- och naturbeteskött, Yttre Hertsånger (privat)

Privat gård som enligt stamboken Raczyński & Bołbot (2022) håller två tjurar och fyra kor, och fick en kalv under 2022 (Tabell 13). Frågor har skickats via epost, ingen återkoppling har skett.

Tabell 13. Sammanställning av antal visenter i Sverige den 31 december 2022 utifrån jubileumsutgåvan (1923-2023) av stamboken *European Bison Pedigree Book* (Raczyński & Bołbot 2022). Notera att viss information kan skilja sig från ovan beroende på om och vilken tidpunkt uppgift lämnats.

Djurhållare	Typ	N total	Tjurar.Kor	Kalvar 2022
Avesta Visentpark	Djurpark	19	7.12	4
Borås Djurpark	Djurpark	12	5.7	3
Eriksberg	Djurpark	41	20.21	9
Fällökna Gård	Privat	3	3.0	-
Gotland	Privat	3	1.2	-
Hertsånger	Privat	6	2.4	1
Kolmårdens Djurpark	Djurpark	6	1.5	1
Kosta Safaripark	Djurpark	8	1.7	2
Kungsbyn Djurpark	Djurpark	6	1.5	-
Lycksele Djurpark	Djurpark	4	2.2	-
Nordens Ark	Djurpark	11	4.7	4
Samstorps Gård	Privat	7	3.4	2
Skansen	Djurpark	5	2.3	-
Skånes Djurpark	Djurpark	4	2.2	1

12. Referenser

- Aaris-Sørensen K (2009). Diversity and dynamics of the mammalian fauna in Denmark throughout the last glacial-interglacial cycle, 115-0 kyr BP. *Fossils and Strata* **57**, 1–59
<https://doi.org/10.18261/9781444334838-2009-01>
- Abra FD, Granziera BM, Huijser MP, Ferraz KMPMB, Haddad CM, Paolino RM (2019). Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. *PloS ONE* **14** (4), e0215152 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215152>
- Ackemo J, Johansen H (2016). *Jämförelse mellan älgens och visentens betespåverkan* [Eng. *Comparison between the moose and the wisents feeding impact*]. BSc Thesis, SLU
https://stud.epsilon.slu.se/9956/1/ackemo_j_johansen_h_170203.pdf (åtkomst 2023-12-16)
- Adler B, Moctezuma AdIP (2010). Leptospira and leptospirosis. *Veterinary Microbiology* **140** (3), 287-96
<https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2009.03.012>
- Akbar Khan M, Kostopoulos DS, Akhtar M, Nazir M (2010). Bison remains from the Upper Siwaliks of Pakistan. *Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie – Abhandlungen* **258**, 121-128
<https://doi.org/10.1127/0077-7749/2010/0090>
- Amer HM (2018). Bovine-like coronaviruses in domestic and wild ruminants. *Animal Health Research Reviews* **19** (2), 113-24 <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/S1466252318000117>
- Andersen Schäfer B (2018). *Reintroduction of the European bison (Bison bonasus) in Almindingen on Bornholm - Impact on biodiversity of vascular plants over a 5-year period from 2012-2017*. MSc thesis, University of Copenhagen
- Anisimava A, Velihurau P, Yanuta R (2015). The European bison in Belarus—problems and prospects. *European Bison Conservation Newsletter* **8**, 25-32 <https://smz.waw.pl/wp-content/uploads/2019/01/anisimowa.pdf> (åtkomst 2023-12-16)
- Apollonio M, Andersen R, Putman R (2010). *European Ungulates and Their Management in the 21st century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Aruldoss M, Lakshmi TM, Venkatesan VP (2013). A survey on multi criteria decision making methods and its applications. *American Journal of Information Systems* **1** (1), 31-43 doi:10.12691/ajis-1-1-5
- av Bremen A (1078). Beskrifning om Sverige, Danmark och Norige. Översättning Johan Fredrik Peringskiöld (1718), redaktör Johan Granlund (1978), pp 1-48
- Balčiauskas L (1999). European Bison (*Bison Bonasus*) in Lithuania: Status and possibilities of range extension. *Acta Zoologica Lituanica* **9**, 3–18 <https://doi.org/10.1080/13921657.1999.10512295>
- Balčiauskas L, Kazlauskas M (2014). Forty years after reintroduction in a suboptimal landscape: public attitudes towards European bison. *European Journal of Wildlife Research* **60** (1), 155–158
<https://doi.org/10.1007/s10344-013-0776-x>
- Benecke N (2005). The Holocene distribution of European bison – the archaeozoological record. *Antropologia-Arkeologia* **57**, 421-428
<https://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/200501421428AA.pdf> (åtkomst 2023-12-16)
- Bengtsson B (1999). Om grannelagsansvaret i dag. I Festskrift till Ulf K. Nordenson, Jure, 19–40
- Bergsten A (2012). Attityder till återintroduktion av visent i Sverige. Examensarbete SLU 2012:1 [eng. 'Attitudes to Reintroducing European Bison to Sweden']
https://stud.epsilon.slu.se/3895/1/Bergsten_A_120220.pdf (åtkomst 2023-12-19)

Bielecki W, Hławiczka M, Rzewuska M, Olech W (2023). The enzootic balanoposthitis. *European Bison Conservation Newsletter* **15**, 61-66 <http://ojs.wisent.org/index.php/czasopismo/article/view/207/209> (åtkomst 2023-12-16)

Björck S (1995). A review of the history of the Baltic Sea, 13.0-8.0 ka BP. *Quaternary International* **27**, 19-40 [https://doi.org/10.1016/1040-6182\(94\)00057-C](https://doi.org/10.1016/1040-6182(94)00057-C)

Björck S, Andrén T, Jensen JB (2008). An attempt to resolve the partly conflicting data and ideas on the Ancyclus-Littorina transition. *Polish Geological Institute Special Papers* **23**, 21-26

Bluhm H, Diserens TA, Engleder T, Heising K, Heurich M, Janík T, Jirků M, Klich D, König HJ, Kowalczyk R, Kuijper D, Maślanko W, Michler F-U, Neumann W, Oeser J, Olech W, Perzanowski K, Ratkiewicz M, Romportl D, Šálek M, Kuemmerle T (2023). Widespread habitat for Europes largest herbivores, but poor connectivity limits recolonization. *Diversity and Distributions* **29**, 423–437 <https://doi.org/10.1111/ddi.13671>

Boeskorov GG, Potapova OR, Protopopov AV, Plotnikov VV, Agenbrood LD, Kirikov KS, Pavlov IS, Shehelchikova MV, Belolyubskii IN, Tomshin MD, Kowalczyk R, Davydov SP, Kolesov SD, Tikhonov AN, Van Der Plicht J (2016). The Yukagir Bison: The exterior morphology of a complete frozen mummy of the extinct steppe bison, *Bison priscus* from the early Holocene of northern Yakutia, Russia. *Quaternary International* **406**, 94–110 <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2015.11.084>

Bohlken H (1958). Vergleichende untersuchungen an wildrindern (Tribus Bovini Simpson, 1945). *Zoologische Jahrbucherabteilung fdr Allgemeine Zoologie und Physiologie* **68**, 113-202

Bohlken H (1961). Haustiere und Zoologische systematik. *Zeitschrift für Tierzüchtung und Züchtungsbiologie* **76**, 107-113 <https://doi.org/10.1111/j.1439-0388.1961.tb01200.x>

Bojanus LH (1827). De Uro nostrate eiusque sceleto commentatio. *Nova Acta Physico-Medica. Academiae Cesareae Leopoldino-Caroline Naturae Curiosum* **32**, 1–184

Borowski S, Kossak S (1972). Bisoniana LI. The natural food preferences of the European bison in seasons free of snow cover. *Acta Theriologica* **17** (13), 151-169 <https://doi.org/10.4098/AT.arch.72-13>

Bowman J, Jaeger JAG, Fahrig L (2002). Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* **83**, 2049–2055 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2049:DDOMIP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2049:DDOMIP]2.0.CO;2)

Brundtland G, Khalid M, Agnelli S (1987). *Our Common Future: Report of the 1987 World Commission on Environment and Development*. Oxford University Press, Oxford

Caboń-Raczyńska K, KraszińskaM, Krasziński ZA, Wojcik JM (1987). Rhythm of daily activity and behavior of European bison in Białowieża Forest in the period without snow cover. *Acta Theriologica* **32**, 335–372 [https://rcin.org.pl/Content/11234/PDF/BI002_26016_Cz-40-2_Acta-T32-nr21-335-372_o.pdf#:~:text=Over%20this%20period%2C%20bison%20used,daily%20activity%20\(Table%20](https://rcin.org.pl/Content/11234/PDF/BI002_26016_Cz-40-2_Acta-T32-nr21-335-372_o.pdf#:~:text=Over%20this%20period%2C%20bison%20used,daily%20activity%20(Table%20) (åtkomst 2023-12-16)

Carver SJ (1991). Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International Journal of Geographical Information System* **5** (3), 321-339 <https://doi.org/10.1080/02693799108927858>

CBD (1992). Rio de Janeiro <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> (åtkomst 2023-09-03)

CBD (2010). Nagoya <https://www.cbd.int/abs/doc/protocol/nagoya-protocol-en.pdf> (åtkomst 2023-09-03)

CBD (2022). Montreal <https://www.cbd.int/doc/speech/2022/sp-2022-12-07-cop15-en.pdf> (åtkomst 2023-09-03)

Chapron G, Kaczensky P, Linnell JDC *et al.* (2014). Recovery of large carnivores in Europes modern humandominated landscapes. *Science* **346**, 1517–1519 <https://doi.org/10.1126/science.1257553>

- Cherry C, Kirsten KM, Leong M, Wallen R, Buttke D (2018). Risk-enhancing behaviors associated with human injuries from bison encounters at Yellowstone National Park, 2000–2015. *One Health* **6**, 1–6 <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2018.05.003>
- Conover MR (2019). Numbers of human fatalities, injuries, and illnesses in the United States due to wildlife. *Human–Wildlife Interactions* **13** (2), 12 <https://digitalcommons.usu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1544&context=hwi> (åtkomst 2023-12-16)
- Conradi E (1983). Om vildsvinsskador. *Svensk juristtidning* 554-556 <https://svjt.se/svjt/1983/554> (åtkomst 2023-12-16)
- Cousins SA, Auffret AG, Lindgren J, Tränk L (2015). Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *Ambio* **44**, 17–27 <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0585-9>
- Cromsigt JP, Kemp YJ, Rodriguez E, Kivit H (2018). Rewilding Europes large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? *Restoration Ecology* **26** (5), 891-899 <https://doi.org/10.1111/rec.12661>
- Daleszczyk K (2005). Activity pattern of calf and its integration into herd in European bison, *Bison bonasus*. *Folia Zoologica* **54**, 359–363
- Davoli M (2023). *Macroscale perspectives on the past, present, and potential future of the European megafauna and its ecological impacts*. PhD thesis, Aarhus University, Denmark https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/314878963/Marco_Davoli_PhD_Thesis.pdf (åtkomst 2023-12-16)
- Decker SE, Bath AJ, Simms A, Lindner U, Reisinger E (2010). The return of the king or bringing snails to the garden? The human dimensions of a proposed restoration of European bison (*Bison bonasus*) in Germany. *Restoration Ecology* **18** (1), 41-51 <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00467.x>
- Deinet S, Ieronymidou C, McRae L, Burfield IJ, Foppen RP, Collen B, Böhm M (2013). *Wildlife Comeback in Europe: the Recovery of Selected Mammal and Bird Species*. Final report to Rewilding Europe by ZSL, BirdLife International and the European Bird Census Council, London <https://rewilding-europe.com/wp-content/uploads/2013/11/Wildlife-Comeback-in-Europe-the-recovery-of-selected-mammal-and-bird-species.pdf> (åtkomst 2023-12-16)
- Demiaszkiewicz AW, Kuligowska I, Lachowicz J, Pyziel AM, Moskwa B (2013). The first detection of nematodes *Ashworthius sidemi* in elk *Alces alces* (L.) in Poland and remarks of ashworthiosis foci limitations. *Acta Parasitologica* **58** (4), 515-18 <https://doi.org/10.2478/s11686-013-0164-4>
- Demiaszkiewicz AW, Lachowicz J, Osinska B (2009). *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae) in wild ruminants in Białowieża Forest. *Polish Journal of Veterinary Sciences* **12** (3), 385
- Didkowska A, Klich D, Hapanowicz A, Orłowska B, Gałązka M, Rzewuska M, Olech W, Anusz K (2021). Pathogens with potential impact on reproduction in captive and free-ranging European bison (*Bison bonasus*) in Poland - a serological survey. *BMC Veterinary Research* **17** (1), 345 <https://doi.org/10.1186/s12917-021-03057-8>
- Eide W, Ahrné K, Bjelke U, Nordström S, Ottosson E, Sandström J, Sundberg S (2020). *Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer– rödlistade arter i Sverige 2020*. SLU Artdatabanken, Stibo Complete <https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/6-publikationer/32.-tillstand-och-trender-2020/tillstand-trender.pdf> (åtkomst 2023-12-16)
- Ekström J (1993). *The late Quaternary history of the urus (Bos primigenius Bojanus 1827) in Sweden*. LUNDQUA Thesis, Lund University, Lund

- Ellis WA (2015). Animal leptospirosis. *Current Topics in Microbiology and Immunology* **387**, 99-137 https://doi.org/10.1007/978-3-662-45059-8_6
- Emanuelsson E (2009). *Europeiska kulturlandskap: hur människan format Europas natur*. Forskningsrådet Formas
- Emery DL, Hunt PW, Le Jambre LF (2016). Haemonchus contortus: the then and now, and where to from here? *International Journal for Parasitology* **46** (12), 755-69 <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2016.07.001>
- Ericson M (2023). *Myskoxe 2030 - En förstudie om framtiden för en karismatisk art i vår natur*. På uppdrag av Järvzoo, Lycksele Djurpark, Skånes Djurpark, Myskoxcentrum i Härjedalen, Naturskyddsföreningen i Västra Härjedalen samt Djurparkszoologen, pp 1-42
- EU-domstolen (2020). Domstolens dom av den 11 juni 2020, Alianța pentru combaterea abuzurilor mot TM m.fl., mål C-88/19, ECLI:EU:C:2020:458 <https://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?text=&docid=227306&pageIndex=0&doclang=SV&mode=req&dir=&occ=first&part=1&cid=858429> (åtkomst 2023-12-12)
- Europeiska kommissionen (2021). Kommissionens tillkännagivande Vägledning om strikt skydd för djurarter av gemenskapsintresse enligt habitatdirektivet. Bryssel den 12.10.2021 C(2021) 7301 final [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=PI_COM:C\(2021\)7301&from=EN](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=PI_COM:C(2021)7301&from=EN) (åtkomst 2023-12-12)
- Europeiska unionens råd (2023). Rådet enas om förordningen om restaurering av natur. Pressmeddelande 2023-06-20 <https://www.consilium.europa.eu/sv/press/press-releases/2023/06/20/council-reaches-agreement-on-the-nature-restoration-law/> (åtkomst 2023-12-15)
- Fanelli A (2021). A historical review of Babesia spp. associated with deer in Europe: Babesia divergens/Babesia divergens-like, Babesia capreoli, Babesia venatorum, Babesia cf. odocoilei. *Veterinary Parasitology* **294**, 109433 <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2021.109433>
- Frank J, Levin M, Månsson J, Höglund L, Hensel H (2022). *Viltskadestatistik 2022. Skador av stora rovdjur och stora fåglar på tamdjur, hundar och gröda*. SLU Viltskadecenter 2023-3, pp 1-28 <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/vsc/vsc-dokument/vsc-publikationer/rapporter/viltskadestatistikrapporter/viltskadestatistik-2022.pdf> (åtkomst 2023-12-16)
- Filip-Hutsch K, Laskowski Z, Myczka AW, Czopowicz M, Moskwa B, Demiaszkiewicz AW (2022). The occurrence and molecular identification of Thelazia spp. in European bison (*Bison bonasus*) in the Bieszczady Mountains. *Scientific Reports* **12** (1), 22508 <https://doi.org/10.1038/s41598-022-27191-x>
- Froese D, Stiller M, Heintzman PD, Reyes AV, Zazula GD, Soares AER, Meyer M, Hall E, Jensen BJL, Arnold LJ, MacPhee RDE, Shapiro B (2017). Fossil and genomic evidence constrains the timing of bison arrival in North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114** (13), 3457–3462 <https://doi.org/10.1073/pnas.1620754114>
- Förvaltningsrätten i Stockholm (2013). Förvaltningsrättens dom av den 7 mars 2013 i mål nr 15623-12
- Förvaltningsrätten i Stockholm (2013). Förvaltningsrättens dom av den 15 november 2013 i mål nr 11798-13
- Förvaltningsrätten i Stockholm (2023). Förvaltningsrättens dom av den 2 februari 2023 i mål nr 20471-22
- Gates CC (2006). *Fencing guidelines for bison on Alberta public lands with wildlife and access in mind*. Faculty of Environmental Design, University of Calgary, Calgary, Alberta, Canada
- Gaywood MJ, Ewen JG, Hollingsworth PM, Moehrensclager A (2023). *Conservation Translocations*. Cambridge University Press, TJ Books Limited, Padstow Cornwall, UK <https://doi.org/10.1017/9781108638142>

- Gębczyńska Z, Gębczyński M, Martynowicz E (1991). Bisoniana 105. Food eaten by the free-living European bison in Białowieża Forest. *Acta Theriologica* **36** (3-4), 307-313
<https://doi.org/10.4098/AT.arch.91-31>
- Gill J (2002). Skutki restytucji zubra, po 70 latach hodowli, na tle innych gatunków zagrożonych homozygotycznością. *Kosmos* **51**, 483–489
- Gralak B, Krasieńska M, Niemczewski C, Krasieński ZA, Zurkowski M (2004). Polymorphism of bovine microsatellite DNA sequences in the lowland European bison. *Acta Theriologica* **49**, 449–456
<https://doi.org/10.1007/BF03192589>
- Grange T, Brugal J-P, Flori L, Gautier M, Uzunidis A, Geigl E-M (2018). The Evolution and Population Diversity of Bison in Pleistocene and Holocene Eurasia: Sex Matters. *Diversity* **10** (3), 65
<https://doi.org/10.3390/d10030065>
- Gren I-M, Häggmark-Svensson T, Elofsson K, Engelmann M (2018). Economics of wildlife management - an overview. *European Journal of Wildlife Research* **64**, 1-16 <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1180-3>
- Grissett GP, White BJ, Larson RL (2015). Structured Literature Review of Responses of Cattle to Viral and Bacterial Pathogens Causing Bovine Respiratory Disease Complex. *Journal of Veterinary Internal Medicine* **29** (3), 770-80 <https://doi.org/10.1111/jvim.12597>
- Groves CP (1981). Systematic relationships in the Bovini (Artiodactyla, Bovidae). *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung* **19**, 264-278 <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.1981.tb00243.x>
- Haidt A, Kamiński T, Borowik T, Kowalczyk R (2018). Human and the beast - Flight and aggressive responses of European bison to human disturbance. *PLoS ONE* **13** (8), e0200635
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200635>
- Harrington LA, Lloyd N, Moehrenschrager A (2023). Animal Welfare, Animal Rights, and Conservation Translocations: Moving Forward in the Face of Ethical Dilemmas. In *Conservation Translocations* (Eds. MJ Gaywood, JG Ewen, PM Hollingsworth, A Moehrenschrager). Cambridge University Press, TJ Books Limited, Padstow Cornwall, UK
- Hermansson A (2014). *Analytic Hierarchy Process: en kritisk genomgång*. Examensarbete, Höskolan i Gävle <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:726909/FULLTEXT01.pdf> (åtkomst 2023-12-16)
- Hjarre B (2007). *Visenten, en naturlig naturvårdare*. Examensarbete för filosofie magisterexamen, Göteborgs universitet
- Hodnik JJ, Acinger-Rogić Ž, Alishani M, Autio T, Balseiro A, Berezowski J, Carmo LP, Chaligiannis I, Conrady B, Costa L, Cvetkovikj I, Davidov I, Dispas M, Djadjovski I, Duarte EL, Faverjon C, Fourichon C, Frössling J, Gerilovych A, Gethmann J, Gomes J, Graham D, Guelbenzu M, Gunn GJ, Henry MK, Hopp P, Houe H, Irimia E, Ježek J, Juste RA, Kalaitzakis E, Kaler J, Kaplan S, Kostoulas P, Kovalenko K, Knežević N, Knific T, Koleci X, Madouasse A, Malakauskas A, Mandelik R, Meletis E, Mincu M, Mötus K, Muñoz-Gómez V, Niculae M, Nikitović J, Očepek M, Tangen-Opsal M, Ózsvári L, Papadopoulos D, Papadopoulos T, Pelkonen S, Polak MP, Pozzato N, Rapaliutė E, Ribbens S, Niza-Ribeiro J, Roch FF, Rosenbaum Nielsen L, Saez JL, Nielsen SS, van Schaik G, Schwan E, Sekovska B, Starič J, Strain S, Šatran P, Šerić-Haračić S, Tamminen LM, Thulke HH, Toplak I, Tuunainen E, Verner S, Vilček Š, Yildiz R, Santman-Berends IMGA (2021). Overview of cattle diseases listed under category C, D or E in the animal health law for which control programmes are in place within Europe. *Frontiers in Veterinary Science* **8**, 688078 <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.688078>

- Hofman-Kamińska E, Kowalczyk R (2012). Farm crops depredation by European bison (*Bison bonasus*) in the vicinity of forest habitats in northeastern Poland. *Environmental Management* **50** (4), 530–541 <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9913-7>
- Hofman-Kamińska E, Bocherens H, Drucker DG, Fyfe RM, Gumiński W, Makowiecki D, Pacher M, Piličiauskienė G, Samojlik T, Woodbridge J, Kowalczyk R (2019). Adapt or die—Response of large herbivores to environmental changes in Europe during the Holocene. *Global Change Biology* **25** (9), 2915–2930 <https://doi.org/10.1111/gcb.14733>
- Hofmann RR (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* **78** (4), 443–457 <https://doi.org/10.1007/BF00378733>
- Holwerda M, Santman-Berends IMGA, Harders F, Engelsma M, Vloet RPM, Dijkstra E, van Gennip RGP, Mars MH, Spierenburg M, Roos L, van den Brom R, van Rijn PA (2023). Emergence of bluetongue virus serotype 3 in the Netherlands in September 2023. *bioRxiv*, 2023.09.29.560138 <https://doi.org/10.1101/2023.09.29.560138>
- Huijser MP, Duffield JW, Clevenger AP, Ament RJ, McGowen PT (2009). Cost–benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and society* **14** (2) (online) <http://www.jstor.org/stable/26268301> (åtkomst 2023-12-16)
- Huisman N (2018). *Last year for wild bison in Germany*. European Wilderness Society <https://wilderness-society.org/last-year-for-wild-bison-in-germany/> (åtkomst 2023-12-06)
- Hurri E, Ohlson A, Lundberg Å, Aspán A, Pedersen K, Tråvén M (2022). Herd-level prevalence of *Mycoplasma bovis* in Swedish dairy herds determined by antibody ELISA and PCR on bulk tank milk and herd characteristics associated with seropositivity. *Journal of Dairy Science* **105** (9), 7764–7772 <https://doi.org/10.3168/jds.2021-21390>
- Hägglund S, Svensson C, Emanuelson U, Valarcher JF, Alenius S (2006). Dynamics of virus infections involved in the bovine respiratory disease complex in Swedish dairy herds. *The Veterinary Journal* **172** (2), 320–28 <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2005.04.029>
- Höglund J, Christensson D, Holmdahl J, Mörner T, Osterman E, Uhlhorn H (2007). The first record of the nematode *Ashworthius sidemi* in Sweden. *Proceedings of 21st International Conference of WAAVP*. Ghent, Belgium, 276 <https://doi.org/10.1016/j.vprsr.2018.11.003>
- Högsta domstolen (1983). NJA 1983 s. 282
- Iscaro C, Cambiotti V, Petrini S, Feliziani F (2021). Control programs for infectious bovine rhinotracheitis (IBR) in European countries: an overview. *Animal Health Research Reviews* **22** (2), 136–46 <https://doi.org/10.1017/S1466252321000116>
- IUCN/SSC (2013). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii, pp 1–57 <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdf> (åtkomst 2023-12-17)
- IUCN (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2 <https://www.iucnredlist.org> (åtkomst 2023-09-03)
- Izdebska JN, Rolbiecki L, Bielecki W (2022). *Demodex bialoviensis* sp. nov. (Acariformes, Demodecidae) a new, specific parasite of the European bison *Bison bonasus* (Artiodactyla, Bovidae). *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* **17**, 138–43 <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2022.01.003>

- Janecek LL, Honeycutt RL, Adkins RM, Davis, SK (1996). Mitochondrial Gene Sequences and the Molecular Systematics of the Artiodactyl Subfamily Bovinae. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **6** (1), 107-119 <https://doi.org/10.1006/mpev.1996.0063>
- Jankowski W, Januszczak M, Wołoszyn-Gałęza A, Kaczor S, Perzanowski K (2019). The wisent as food supply for large predators and necrophages. *European Bison Conservation Newsletter* **12**, 33–44 https://smz.waw.pl/wp-content/uploads/2019/10/04_Jankowski-W.-Januszczak-M.-Wołoszyn-Gałęza-A.-Kaczor-S.-Perzanowski-K.-The-wisent-as-food-supply-for-large-predators-and-necrophages.pdf (âtkomst 2023-12-17)
- Jaroszewicz B, Pirożnikow E, Sagehorn R (2008). The European bison as seed dispersers: the effect on the species composition of a disturbed pine forest community. *Botany* **86** (5), 475-484 <https://doi.org/10.1139/B08-012>
- Jędrzejewska B, Wójcik JM (2004). Essays on Mammals of Białowieża Forest. Mammal Research Institute, Białowieża, Poland
- Jiménez-Cabello L, Utrilla-Trigo S, Lorenzo G, Ortego J, Calvo-Pinilla E (2023). Epizootic Hemorrhagic Disease Virus: Current Knowledge and Emerging Perspectives. *Microorganisms* **11** (5), 1339 <https://doi.org/10.3390/microorganisms11051339>
- Kalén C, Andrén H, Månsson J, Sand H (2022). Using citizen data in a population model to estimate population size of moose (*Alces alces*). *Ecological Modelling* **471**, 110066 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110066>
- Kamler J, Dvořák J, Kamlerova K (2003). Differences in relative volume and weight of forestomachs among four free living ruminants. *Acta Veterinaria Brno* **72** (1), 33-39 <https://doi.org/10.2754/avb200372010033>
- Karbowiak G, Demiaszkiewicz AW, Pyziel AM, Wita I, Moskwa B, Werszko J, Bień J, Goździk K, Lachowicz J, Cabaj W (2014a). The parasitic fauna of the European bison (*Bison bonasus*) (Linnaeus, 1758) and their impact on the conservation. Part 1 The summarising list of parasites noted. *Acta Parasitologica* **59** (3), 63-71 <https://doi.org/10.2478/s11686-014-0252-0>
- Karbowiak G, Demiaszkiewicz AW, Pyziel AM, Wita I, Moskwa B, Werszko J, Bień J, Goździk K, Lachowicz J, Cabaj W (2014b). The parasitic fauna of the European bison (*Bison bonasus*) (Linnaeus, 1758) and their impact on the conservation. Part 2 The structure and changes over time. *Acta Parasitologica* **59** (3), 372-79 <https://doi.org/10.2478/s11686-014-0253-z>
- Karcov G (1903). Beloveshkaya Pushcha A.F. Marks. St Petersburg, 1-414
- Kibiša A, Šimkevičius K, Bakševičius M, Špinkytė-Bačkaitienė R, Černevičienė D, Paulauskas A (2023). Wisent protection and challenges in Lithuania: translocation and new conservation perspectives. *20th International Scientific Conference of the European Bison Friends Society*
- Klich D, Olech W, Łopucki R, Danik K (2018). Community attitudes to the European bison *Bison bonasus* in areas where its reintroduction is planned and in areas with existing populations in northeastern Poland. *European Journal of Wildlife Research* **64**, 1-9 <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1219-5>
- Klich D, Didkowska A, Pyziel-Serafin AM, Perlińska-Teresiak M, Wołoszyn-Gałęza A, Żoch Balcerak KM, Olech W (2023). Contact between European bison and cattle from the cattle breeders perspective, in the light of the risk of pathogen transmission. *PLoS ONE* **18** (5), e0285245 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0285245>
- Klich D, Perlińska-Teresiak M, Bluhm H, Kuemmerle T, Wojciechowska M, Olech W (2023). Increasing mortality of European bison (*Bison bonasus*) on roads and railways. *Global Ecology and Conservation* **48**, e02703 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02703>

- Kornfeldt T (2016). *Mammutens återkomst: De utdöda arternas andra chans*. Fri Tanke, Stockholm
- Kowalczyk R, Taberlet P, Coissac E, Valentini A, Miquel C, Kamiński T, Wójcik JM (2011). Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management* **261** (4), 821-828 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.026>
- Kowalczyk R, Wójcik JM, Taberlet P, Kamiński T, Miquel C, Valentini A, Craine JM, Coissac E (2019). Foraging plasticity allows a large herbivore to persist in a sheltering forest habitat: DNA metabarcoding diet analysis of the European bison. *Forest Ecology and Management* **449**, 117474 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117474>
- Kowalczyk R, Kamiński T, Borowik T (2021). Do large herbivores maintain open habitats in temperate forests? *Forest Ecology and Management* **494**, 119310 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119310>
- Kowal J, Nosal P, Bonczar Z, Wajdzik M (2012). Parasites of captive fallow deer (*Dama dama* L.) from southern Poland with special emphasis on *Ashworthius sidemi*. *Annals of Parasitology* **58** (1), 23-6 https://annals-parasitology.eu/archive_2001_2022/2012-58-1_23.pdf (åtkomst 2023-12.18)
- Krauze-Gryz D, Żmihorski M, Jasińska K, Kwaśny Ł, Werka J (2017). Temporal pattern of wildlife-train collisions in Poland. *Journal of Wildlife Management* **81** (8), 1513-1519 <https://doi.org/10.1002/jwmg.21311>
- Kraśńska M, Kraśński ZA (2007). *European Bison The Nature Monograph*. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża, Poland
- Kraśńska M, Kraśński ZA (2010). Course and dispersion of the posthitis/balanoposthitis in males of the European bison in the Polish part of Białowieża Forest. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* **29** (2), 107-28
- Kraśńska M, Kraśński ZA (2013). Hybrids Between the European Bison and Domestic Cattle. In: M Kraśńska and ZA Kraśński (eds.) *European Bison: The Nature Monograph*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 323-325 https://doi.org/10.1007/978-3-642-36555-3_24
- Kraśńska M, Kraśński ZA (2013). Threats to the Species *Bison bonasus*. In M Kraśńska and ZA Kraśński (eds.) *European Bison: The Nature Monograph*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp 249-68 https://doi.org/10.1007/978-3-642-36555-3_19
- Kraśński ZA (1993). *Bison a relict of ancient times*. Wydawnictwo BPN, Białowieża 1-20
- Krzysiak MK, Dackiewicz J, Kęsik-Maliszewska J, Larska M (2014a). Post-mortem evaluation of pathological lesions in European bison (*Bison bonasus*) in the Białowieża Primeval Forest between 2008 and 2013. *Journal of Veterinary Research* **58**, 421-431 <https://doi.org/10.2478/bvip-2014-0065>
- Krzysiak MK, Dudek K, Krajewska M, Bednarek D, Szulowski K (2014b). Serological studies to determine the occurrence of Johnes disease and mycoplasma infection in the Northern-East Polish population of European bison (*Bison bonasus*). *Polish journal of veterinary sciences* **17** (4), 721-3 <https://doi.org/10.2478/pjvs-2014-0105>
- Krzysiak MK, Jabłoński A, Iwaniak W, Krajewska M, Kęsik-Maliszewska J, Larska M (2018). Seroprevalence and risk factors for selected respiratory and reproductive tract pathogen exposure in European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Veterinary Microbiology* **215**, 57-65 <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2018.01.005>
- Krzysiak MK, Demiaszkiwicz AW, Larska M, Tomana J, Anusz K (2020). Parasitological monitoring of European bison (*Bison bonasus*) from three forests of north-eastern Poland between 2014 and 2016. *Journal of Veterinary Research* **64** (1), 103-110 <https://doi.org/10.2478/jvetres-2020-0022>
- Krzysiak MK, Anusz K, Konieczny A, Rola J, Salat J, Strakova P, Olech W, Larska M (2021). The European bison (*Bison bonasus*) as an indicatory species for the circulation of tick-borne encephalitis

virus (TBEV) in natural foci in Poland. *Ticks and Tick-borne Diseases* **12** (6), 101799
<https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2021.101799>

Kuemmerle T, Radeloff VC, Perzanowski K, Kozlo P, Sipko T, Khoyetsky P, Bashta A-T, Chikurova E, Parnikoza I, Baskin L, Angelstam P, Waller DM (2011). Predicting potential European bison habitat across its former range. *Ecological Applications* **21** (3), 830–843 <https://doi.org/10.1890/10-0073.1>

Kuemmerle T, Hickler T, Olofsson J, Schurgers G, Radeloff VC (2012). Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. *Diversity and Distribution* **18**, 47–59
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00849.x>

Lapickis R, Gričiuvien L, Kibiša A, Lipatova I, Aleksandravicien A, Ražansk I, Wojciechowska M, Kloch M, Olech W, Paulauskas A (2023). Analysis of the genetic diversity of the European bison (*Bison bonasus*) population in Lithuania. *Diversity* **15**, 406 <https://doi.org/10.3390/d15030406>

Larska M, Krzysiak MK (2019). Infectious disease monitoring of European bison (*Bison bonasus*). *Wildlife Population Monitoring IntechOpen* <https://doi.org/10.5772/intechopen.84290>

Larska M, Tomana J, Socha W, Rola J, Kubiś P, Olech W, Krzysiak MK (2023). Learn the Past and Present to Teach the Future - Role of Active Surveillance of Exposure to Endemic and Emerging Viruses in the Approach of European Bison Health Protection. *Diversity* **15** (4), 535
<https://doi.org/10.3390/d15040535>

Lehto C (2015). *Habitat selection of the European bison*. MSc Thesis, SLU
https://stud.epsilon.slu.se/7985/1/lehto_c_150604.pdf (åtkomst 2023-12-18)

Liljegren R, Lagerås P (1993). *Från mammutstjäpp till kohage, Djurens historia i Sverige*. Wallin & Dalholm, Lund
https://www.researchgate.net/publication/315113359_Fran_mammutstjapp_till_kohage_Djurens_historia_i_Sverige#:~:text=Från%20den%20tid%20då%20saltvatten,Östersjön%20existerade%20även%20i%20Ancylussjön (åtkomst 2023-12-18)

Liljegren R, Ekström J (1996). The Terrestrial Late Glacial Fauna in South Sweden. In: *The earliest settlement of Scandinavia and its relationship with neighbouring areas* (ed. L Larsson). Almqvist & Wiksell International, Stockholm, pp 135-139

Lindblad E (2011). *Förutsättningar för återintroduktion av stora gräsätare i Sverige*. Studentarbete nr. 356, Etologi och djurskyddsprogrammet, SLU Skara
https://stud.epsilon.slu.se/2894/1/lindblad_e_110621.pdf (åtkomst 2023-12-18)

Loftus RT, MacHugh DE, Bradley DG, Sharp PM, Cunningham P (1994). Evidence for two independent domestications of cattle. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **91** (7), 2757-2761
<https://doi.org/10.1073/pnas.91.7.2757>

Lord CM, Wirebach KP, Tompkins J, Bradshaw-Wilson C & Shaffer CL (2020). Reintroduction of the European bison (*Bison bonasus*) in central-eastern Europe: a case study. *International Journal of Geographical Information Science* **34** (8), 1628-1647 <https://doi.org/10.1080/13658816.2019.1672876>

Machová K, Štruncová P, Calta J, Tichý L, Vostrý L (2022). Genealogical analysis of European bison population revealed a growing up population despite very low genetic diversity. *PLoS ONE* **17**, e0277456
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0277456>

Magnell O (2017). Climate change at the Holocene thermal maximum and its impact on wild game populations in South Scandinavia. In *Climate change and human responses: A zooarchaeological perspective*. Springer Netherlands, Dordrecht pp. 123-135 https://doi.org/10.1007/978-94-024-1106-5_7

- Majewska AC, Werner A, Cabaj W, Moskwa B (2014). The first report of *Toxoplasma gondii* antibodies in free-living European bison (*Bison bonasus bonasus* Linnaeus). *Folia Parasitologica* **61** (1), 18 <https://doi.org/10.14411/fp.2014.012>
- Malczewski J (2000). On the use of weighted linear combination method in GIS: common and best practice approaches. *Transactions in GIS* **4** (1), 5-22 <https://doi.org/10.1111/1467-9671.00035>
- Malczewski J (2006a). GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science* **20** (7), 703-726 <https://doi.org/10.1080/13658810600661508>
- Malczewski J (2006b). Multicriteria Decision Analysis for Collaborative GIS. In: J Malczewski (ed.) *Collaborative Geographic Information Systems*. pp 167-185 <https://doi.org/10.4018/978-1-59140-845-1.ch010>
- Maniakas I, Kostopoulos DS (2017). Morphometric-palaeoecological discrimination between Bison populations of the western Palearctic. *Geobios* **50** (2), 155-171 <https://doi.org/10.1016/j.geobios.2017.01.001>
- Marcussen CH (2015). *Den imagemæssige og samfundsøkonomiske effekt af bison på Bornholm*. Center for Regional- og Turismeforskning, Naturstyrelsen, Danmark https://crt.dk/wp-content/uploads/2018/11/crt_rapport_den_imagemaessige_og_samfundsøkonomiske_effekt_af_bison_på_a_bornholm.pdf (åtkomst 2023-12-18)
- Marozas V, Kibiša A, Brazaitis G, Jögiste K, Šimkevičius K, Bartkevičius E (2019). Distribution and habitat selection of free-ranging European Bison (*Bison bonasus* L.) in a Mosaic Landscape—a Lithuanian case. *Forests* **10** (4), 345 <https://doi.org/10.3390/f10040345>
- Martin P (2005). *Twilight of the mammoths: Ice Age extinctions and the rewilding of America*. University of California Press, Berkley-Los Angeles-London
- Massilani D, Guimaraes S, Brugal J-P, Bennett EA, Tokarska M, Arbogast R-M, Baryshnikov G, Boeskorov G, Castel J-C, Davydov S, Madelaine S, Putelat O, Spasskaya NN, Uerpmann H-P, Grange T, Geigl E-M (2016). Past climate changes, population dynamics and the origin of Bison in Europe. *BMC Biology* **14**, 93 <https://doi.org/10.1186/s12915-016-0317-7>
- Moehrenschrager A, Soorae P, Steeves TE (2023). From Genes to Ecosystems and Beyond: Addressing Eleven Contentious Issues to Advance the Future of Conservation Translocations. In *Conservation Translocations* (eds. MJ Gaywood, JG Ewen, PM Hollingsworth, A Moehrenschrager). Cambridge University Press, TJ Books Limited, Padstow Cornwall, UK <https://doi.org/10.1017/9781108638142.018>
- Morelle K, Lehaire F, Lejeune P (2013). Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation* **5**, 53-73 <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4634>
- Morov K (1976). Food habits of moose from Augustów Forest. *Acta Theriologica* **21** (5), 101-116 http://rcin.org.pl/Content/10370/BIO02_2613_Cz-40-2_Acta-T21-nr5-101-116_o.pdf (åtkomst 2023-12-18)
- Morse BW, McElroy ML, Miller KV (2009). Seasonal diets of an introduced population of fallow deer on Little St. Simons Island, Georgia. *Southeastern Naturalist* **8** (4), 571-586 <https://www.jstor.org/stable/25599354>
- Moskwa B, Bień J, Cybulska A, Kornacka A, Krzysiak M, Cencek T, Cabaj W (2015). The first identification of a blood-sucking abomasal nematode *Ashworthius sidemi* in cattle (*Bos taurus*) using simple polymerase chain reaction (PCR). *Veterinary Parasitology* **211** (1), 106-09 <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2015.04.013>

- Moskwa B, Bień J, Kornacka A, Cybulska A, Goździk K, Krzysiak MK, Reiterova K, Cabaj W (2017). First *Toxoplasma gondii* isolate from an aborted foetus of European bison (*Bison bonasus bonasus* L.). *Parasitology Research* **116** (9), 2457-61 <https://doi.org/10.1007/s00436-017-5549-0>
- Mysterud A (2006). The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology* **12**, 129-141 [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[129:TCOOAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[129:TCOOAI]2.0.CO;2)
- Mysterud A, Bartoń KA, Jędrzejewska B, Krasieński ZA, Niedziałkowska M, Kamler JF, Yoccoz NG, Stenseth NC (2007). Population ecology and conservation of endangered megafauna: the case of European bison in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Animal Conservation* **10**, 77-87 <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00075.x>
- Naturvårdsverket (2008). Utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen. PM 22 maj 2008. Dnr 401-3708-08 NI (se Wetterin 2008)
- Naturvårdsverket (2018). Vägledning om förvaltning av skyddad natur. Rapport 6838 juni 2018 <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/978-91-620-6838-7.pdf> (åtkomst 2023-12-12)
- Naturvårdsverket (2021). Tillstånd att sätta ut vita storkar. Beslut 2021-05-26 Ärendenummer NV-02254-21 https://www.naturvardsverket.se/4a5cf4/contentassets/fd0561744b7448c4be5af1bae4187dd0/2021-05-26_tillstand_att_satta_ut_vit_stork.pdf (åtkomst 2023-12-12)
- Naturvårdsverket (2021). Undantag för att frisläppa uppfödda berguvar i Skåne län. Beslut 2021-07-01 Ärendenummer NV-02945-2
- Naturvårdsverket (2022). Utsättning av vitryggig hackspett. Beslut 2022-03-29 Ärendenummer NV-01430-22 <https://www.naturvardsverket.se/49654f/contentassets/fd0561744b7448c4be5af1bae4187dd0/utsattning-av-vitryggig-hackspett.pdf> (åtkomst 2023-12-12)
- Naturvårdsverket (2023). Tillstånd för fångst och utsättning av fjällgäss (*Anser erythropus*). Beslut 2023-03-28 Ärendenummer NV-00748-23 <https://www.naturvardsverket.se/496697/contentassets/fd0561744b7448c4be5af1bae4187dd0/2023-03-28-tillstand-for-fangst-och-utsattning-av-fjallgass-anser-erythropus.pdf> (åtkomst 2023-12-12)
- Naturvårdsverket (2023). Övriga beslut om jakt och vilt. <https://www.naturvardsverket.se/lagar-och-regler/beslut/ovriga-beslut-om-jakt-och-vilt/> (åtkomst 2023-12-07)
- Nekhay O, Arriaza M, Guzmán-Álvarez JR (2009). Spatial analysis of the suitability of olive plantations for wildlife habitat restoration. *Computers and Electronics in Agriculture* **65** (1), 49-64 <https://doi.org/10.1016/j.compag.2008.07.012>
- Nichols RV, Åkesson M, Kjellander P (2016). Diet Assessment Based on Rumen Contents: A Comparison between DNA Metabarcoding and Macroscopy. *PLoS ONE* **11** (6), e0157977 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157977>
- Niemi M, Rolandsen CM, Neumann W, Kukko T, Tiilikainen R, Pusenius J, Solberg EJ, Ericsson G (2017). Temporal patterns of moose-vehicle collisions with and without personal injuries. *Accident Analysis & Prevention* **98**, 167-173 <https://doi.org/10.1016/j.aap.2016.09.024>
- Nowak RM (1999). *Walkers Mammals of the World*. 6th ed, vol I & II. The John Hopkins University Press, Baltimore & London
- Olech W, Perzanowski K (2016). Changes of size and structure of world population of European bison in years 2000–2015. *European Bison Conservation Newsletter* **9**, 5–10 https://smz.waw.pl/wp-content/uploads/2018/09/01_Olech.pdf (åtkomst 2023-12-18)

- Oleński K, Tokarska M, Hering D, Puckowska P, Ruś A, Pertoldi C, Kamiński S (2015). Genome-wide association study for posthitis in the free-living population of European bison (*Bison bonasus*). *Biology Direct* **10**, 2 <https://doi.org/10.1186/s13062-014-0033-6>
- Oma VS, Klem T, Trávén M, Alenius S, Gjerset B, Myrnel M, Stokstad M (2018). Temporary carriage of bovine coronavirus and bovine respiratory syncytial virus by fomites and human nasal mucosa after exposure to infected calves. *BMC Veterinary Research* **14** (1), 22 <https://doi.org/10.1186/s12917-018-1335-1>
- Osinska B, Demiaszkiewicz AW, Lachowicz J (2010). Pathological lesions in European bison (*Bison bonasus*) with infestation by *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae). *Polish Journal of Veterinary Sciences* **13** (1), 63
- Palacio P, Berthonaud V, Guérin C, Lambourdière J, Maksud F, Philippe M, Plaire D, Stafford T, Marsolier-Kergoat M-C, Elalouf J-M (2017). Genome data on the extinct *Bison schoetensacki* establish it as a sister species of the extant European bison (*Bison bonasus*). *BMC Evolutionary Biology* **17**, 1–11 <https://doi.org/10.1186/s12862-017-0894-2>
- Pardon B, De Bleecker K, Dewulf J, Callens J, Boyen F, Catry B, Deprez P (2011). Prevalence of respiratory pathogens in diseased, non-vaccinated, routinely medicated veal calves. *Veterinary Record* **169** (11), 278–78 <https://doi.org/10.1136/vr.d4406>
- Pardon B, De Bleecker K, Dewulf J, Callens J, Boyen F, Catry B, Deprez P (2011). Prevalence of respiratory pathogens in diseased, non-vaccinated, routinely medicated veal calves. *Veterinary Record* **169** (11), 278–78 <https://doi.org/10.1136/vr.d4406>
- Paszkiwicz R, Januszczak M (2010). The damages caused by wisents in forest environment of Bieszczady, according to foresters opinion. *European Bison Conservation Newsletter* **3**, 53–62 <https://ojs.wisent.org/index.php/czasopismo/article/view/147/147> (âtkomst 202312-18)
- Pertoldi C, Wójcik JM, Tokarska M, Kawałko A, Kristensen TN, Loeschke V, Gregersen VR, Coltman D, Wilson GA, Randi E, Henryon M, Bendixen C (2010). Genome variability in European and American bison detected using the BovineSNP50 BeadChip. *Conservation Genetics* **11**, 627–634 <https://doi.org/10.1007/s10592-009-9977-y>
- Paulauskas A, Aleksandravičienė A, Lipatova I, Gričiuvienė L, Kibiša A, Žukauskienė J, Radzijeuskaja J (2021). Molecular detection of *Babesia* spp. in European bison (*Bison bonasus*) and their ticks. *Ticks and Tick-borne Diseases* **12** (6), 101807 <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2021.101807>
- Perzanowski K, Januszczak M, Wołoszyn-Gałęza A (2006). Stan i perspektywy rozwoju populacji żubrów bieszczadzkich. *Perspektywy Rozwoju Populacji Żubrów* 63–77
- Perzanowski K, Januszczak M, Wołoszyn-Gałęza A (2012). Seasonal movements of wisents (*Bison bonasus* L., 1758) in the Bieszczady Mountains (SE Poland). *Biological Letters* **49** (1), 11 <https://doi.org/10.2478/v10120-012-0002-7>
- Perzanowski K (2016). Zarządzanie populacją żubra *Bison bonasus*. Zarządzanie populacjami zwierząt, Warszawa 71–83 <https://www1.up.poznan.pl/splowiec/wp-content/uploads/2019/10/Zarządzanie-populacjami-zwierzat.pdf#page=73> (âtkomst 2023-12-19)
- Plumb G, Kowalczyk R, Hernandez-Blanco JA (2020). *Bison bonasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020, e.T2814A45156279 https://www.iucn.org/sites/default/files/2023-09/2021-iucn-ssc-bison-sg-report_publication.pdf (âtkomst 2023-07-07)
- Piaggio AJ, Segelbacher G, Seddon PJ, Alphey L, Bennett EL, Carlson RH, Friedman RM, Kanavy D, Phelan R, Redford KH, Rosales M, Slobodian, Wheeler K (2017). Is it time for synthetic biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution* **32**, 97–107 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.016>

- Piniór B, Firth CL, Richter V, Lebl K, Trauffler M, Dzieciól M, Hutter SE, Burgstaller J, Obritzhauser W, Winter P, Käsbohrer A (2017). A systematic review of financial and economic assessments of bovine viral diarrhoea virus (BVDV) prevention and mitigation activities worldwide. *Preventive veterinary medicine* **137**, 77-92 <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2016.12.014>
- Pucek Z, Belousove IP, Krasíńska M, Krasíński ZA, Olech W (2004). *European Bison. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN, Gland, Switzerland
- Pucek Z (2004). European bison - history of a flagship species. In: B Jedrzejewska, JM Wojcik (eds.) *Essays on Mammals of Białowieża Forest*. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences Białowieża, Poland
- Pyziel AM, Björck S, Wiklund R, Skarin M, Demiaszkiewicz AW, Höglund J (2018). Gastrointestinal parasites of captive European bison *Bison bonasus* (L.) with a sign of reduced efficacy of *Haemonchus contortus* to fenbendazole. *Parasitology Research* **117** (1), 295-302 <https://doi.org/10.1007/s00436-017-5663-z>
- Qin Y, Nyhus PJ (2018). Assessing factors influencing a possible South China tiger reintroduction: a survey of international conservation professionals. *Environmental Conservation* **45** (1), 58-66 <https://doi.org/10.1017/S0376892917000182>
- Raczyński J (1978). *Zubr [The History of the Wild Bison]*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze, Warsaw, Poland
- Raczyński J, Bołbot M (2010). *European Bison Pedigree Book*. Białowieża National Park, Białowieża
- Raczyński J, Bołbot M (2022). *European Bison Pedigree Book*. Białowieża National Park, Białowieża
- Ramos A, Petit O, Longour P, Pasquaretta C, Sueur C (2016). Space use and movement patterns in a semi-free-ranging herd of European bison (*Bison bonasus*). *PloS ONE* **11** (2), e0147404 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147404>
- Ratajczak Z, Collins SL, Blair JM, Koerner SE, Louthan AM, Smith MD, Taylor JH, Nippert JB (2022). Reintroducing bison results in long-running and resilient increases in grassland diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **119**, e2210433119 <https://doi.org/10.1073/pnas.2210433119>
- Rautiainen H, Bergvall UA, Felton AM, Tigabu M, Kjellander P (2021). Nutritional niche separation between native roe deer and the nonnative fallow deer—a test of interspecific competition. *Mammal Research* **66**, 443–455 <https://doi.org/10.1007/s13364-021-00571-w>
- Regeringskansliet (2021). Förordning om restaurering av natur. Faktapromemoria 2021/22:FPM114, dokumentbeteckning COM (2022) 304, Miljödepartementet <https://www.regeringen.se/faktapromemoria/2022/08/202122-fpm114/> (åtkomst 2023-12-15)
- Regeringsrätten (1977). R 1977:110 (även RÅ 1977 ref. 110)
- Register KB, Jelinski MD, Waldner M, Boatwright WD, Anderson TK, Hunter DL, Hamilton RG, Burrage P, Shury T, Bildfell R, Wolff PL, Miskimins D, Derscheid RJ, Woodbury MR (2019). Comparison of multilocus sequence types found among North American isolates of *Mycoplasma bovis* from cattle, bison, and deer, 2007–2017. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* **31** (6), 899-904 <https://doi.org/10.1177/1040638719874848>
- Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt KT, Galetti M, Hayward MW, Kerley GI, Levi T, Lindsey PA, Macdonald DW, Malhi Y, Painter LE, Sandom CJ, Terborgh J, Van Valkenburgh B (2015). Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* **1** (4), e1400103 <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400103>

- Rivals F, Solounias N, Mithlacher MC (2007). Evidence for geographic variation in the diets of late Pleistocene and early Holocene Bison in North America, and differences from the diets of recent Bison. *Quaternary Research* **68** (3), 338-346. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2007.07.012>
- Rodríguez JP (2017). The difference conservation can make: integrating knowledge to reduce extinction risk. *Oryx* **51**, 1–2 <https://doi.org/10.1017/S0030605316001605>
- Rodríguez JP, Sucre B, Mileham K, Sánchez-Mercado A, De Andrade N, Bezeng SB, Croukamp C, Falcato J, García-Borboroglu P, González S, González-Ciccía P, González-Maya JF, Kemp L, Kusri MD, Lopez-Gallego C, Luz S, Menon V, Moehlman PD, Raimondo DC, Sillero-Zubiri C, Street W, Vincent A, Xie Y (2022). Addressing the biodiversity paradox: Mismatch between the co-occurrence of biological diversity and the human, financial and institutional resources to address its decline. *Diversity* **14** (9), 708 <https://doi.org/10.3390/d14090708>
- Romano G, Dal Sasso P, Liuzzi GT, Gentile F (2015). Multi-criteria decision analysis for land suitability mapping in a rural area of Southern Italy. *Land Use Policy* **48**, 131-143 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.013>
- Rook L, Martínez-Navarro B (2020). Villafranchian: the long story of a Plio-Pleistocene European large mammal biochronologic unit. *Quaternary International* **219**, 134-144 <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2010.01.007>
- Rosendal T, Widgren S, Ståhl K, Frössling J (2020). Modelling spread and surveillance of Mycobacterium avium subsp. paratuberculosis in the Swedish cattle trade network. *Preventive Veterinary Medicine* **183**, 105152 <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2020.105152>
- Rosengren E (2015). The colonisation history of the Scandinavian fauna presented through subfossil finds along one of its major immigration routes; Scania, Southern Sweden. *Environment and Ecology Research* **3** (6), 143-149 <https://doi.org/10.13189/eer.2015.030601>
- Rouys S (2000). *Activity and movements of European bison in the Białowieża Forest, Poland*. MSc thesis, University of Greenwich, pp 1-69 <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0136-y>
- Rouys S, Theuerkauf J, Krasnińska M (2001). Accuracy of radio-tracking to estimate activity and distances walked by European bison in the Białowieża Forest, Poland. *Acta Theriologica* **46**, 319–326 <https://doi.org/10.1007/BF03192438>
- Saaty TL (1994). Highlights and critical points in the theory and application of the analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research* **74** (3), 426-447 [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(94\)90222-4](https://doi.org/10.1016/0377-2217(94)90222-4)
- Saaty TL, Vargas LG (2012). *Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process (Vol. 175)*. Springer Science & Business Media
- Salwa A, Anusz K, Arent Z, Paprocka G, Kita J (2007). Seroprevalence of selected viral and bacterial pathogens in free-ranging European bison from the Białowieża Primeval Forest (Poland). *Polish Journal of Veterinary Science* **10** (1), 19-23
- Samojlik T, Fedotova A, Borowik T, Kowalczyk R (2019). Historical data on European bison management in Białowieża Primeval Forest can contribute to a better contemporary conservation of the species. *Mammal Research* **64**, 543–557 <https://doi.org/10.1007/s13364-019-00437-2>
- Schoenecker KA, Shaw WW (1997). Attitudes toward a proposed reintroduction of Mexican gray wolves in Arizona. *Human Dimensions of Wildlife* **2** (3), 42-55 <https://doi.org/10.1080/10871209709359101>
- Seiler A (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* **42** (2), 371-382 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01013.x>

- Shaffer ML (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* **31** (2), 131–134 <https://doi.org/10.2307/1308256>
- Siebert U, Janssen G, Kalusche J, Keuling O, Klink JC, Striwe LC, Unger B (2021). Gutachten zum Artenschutzprojekt "Wisente im Rothaargebirge". Im Auftrag der Koordinierungsgruppe "Wisente im Rothaargebirge". Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, ITAW, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover, pp 175
- Sipko TP (2009). European bison in Russia—past, present and future. *European Bison Conservation Newsletter* **2**, 148-159 https://www.smz.waw.pl/wydawnictwa/biuletyn2/20_Sipko.pdf (åtkomst 2023-12-18)
- Sipko TP, Hernandez-Blanco JA, Chistopolova MD (2018). European bison in Russia: current status and perspectives. In: Zubry w dolinie Sanu (Bison in San river valley). *International Conference Muczne* 5-6 sept 2018
- Slatis HM (1960). An analysis of inbreeding in the European bison. *Genetics* **45** (3), 275–287 <https://doi.org/10.1093/genetics/45.3.275>
- Smith DW, Peterson RO, Houston DH (2003). Yellowstone after wolves. *BioScience* **53** (4), 330–340 [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0330:YAW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0330:YAW]2.0.CO;2)
- Sorbelli L, Alba DM, Cherin M, Moullé P-E, Brugal J-P, Madurell-Malapeira J (2021). A review on *Bison schoetensacki* and its closest relatives through the early-Middle Pleistocene transition: Insights from the Vallparadís Section (NE Iberian Peninsula) and other European localities. *Quaternary Science Reviews* **261**, 106933 <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2021.106933>
- Soubrier J, Gower G, Chen K, Richards SM, Llamas B, Mitchell KJ, Ho SYW, Kosintsev P, Lee MSY, Baryshnikov G, Bollongino R, Bover P, Burger J, Chivall D, Crégut-Bonnoure E, Decker JE, Doronichev VB, Douka K, Fordham DA, Fontana F, Fritz C, Glimmerveen J, Golovanova LV, Groves C, Guerreschi A, Haak W, Higham T, Hofman-Kaminska E, Immel A, Julien MA, Krause J, Krotova O, Langbein F, Larson G, Rohrlach A, Scheu A, Schnabel RD, Taylor JF, Tokarska M, Tosello G, Plicht J, Van Der Loenen A, Van Vigne JD, Wooley O, Orlando L, Kowalczyk R, Shapiro B, Cooper A (2016). Early cave art and ancient DNA record the origin of European bison. *Nature Communications* **7**, 1–7 <https://doi.org/10.1038/ncomms13158>
- Soulé ME, Noss RF (1998). Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* **8**, 18–28 <https://rewilding.org/wp-content/uploads/2012/04/RewildingBiod.pdf> (åtkomst 2023-12-18)
- Stoll-Kleeman S (2001). Opposition to the Designation of Protected Areas in Germany. *Journal of Environmental Planning and Management* **44** (1), 109–128 <https://doi.org/10.1080/09640560123606>
- SVA (2011). *SVA – 100 år av kunskap 1911-2021*. Statens veterinärmedicinska anstalt. Östhammars Media AB https://www.sva.se/media/baaly1kt/jubileumbok_sva-100-ar_2011.pdf (åtkomst 2023-12-8)
- SVA (2019). *Surveillance of infectious diseases in animals and humans in Sweden 2019*. National Veterinary Institute, Uppsala <https://www.sva.se/media/8d93c82701fd794/surveillance-of-infectious-diseases-in-animals-and-humans-in-sweden-2019.pdf> (åtkomst 2023-12-18)
- Svensson T (2008). *Visenterna i Avesta*. Avesta kommun, Avesta
- Sveriges riksdag (1986). Proposition 1986/87:58 om jaktlag, m.m. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/proposition/om-jaktlag-m.m_ga0358 (åtkomst 2023-12-12)
- Sveriges riksdag (2017). Proposition 2017/18:147 Ny djurskyddslag https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/proposition/ny-djurskyddslag_h503147/ (åtkomst 2023-12-12)

Sveriges riksdag (2023). Rapport från utredningstjänsten Återintroduktion av arter. 2023-02-09 Dnr 2022:1303

Sweden - CAP Strategic Plan. Agriculture and rural development. (n.d.).
https://agriculture.ec.europa.eu/cap-my-country/cap-strategic-plans/sweden_en (åtkomst 2023-12-12)

Szara T, Klich D, Wójcik AM, Olech W (2023). Temporal Trends in Skull Morphology of the European Bison from the 1950s to the Present Day. *Diversity* **15** (3), 377 <https://doi.org/10.3390/d15030377>

SÖ (1993). Konvention om biologisk mångfald. Sveriges internationella överenskommelser SÖ 1993:77 <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/sveriges-internationella-overenskommelser/1994/01/so-199377/> (åtkomst 2023-12-12)

SÖ (1983). Konventionen om skydd av europeiska vida djur och växter samt deras naturliga miljö. Sveriges internationella överenskommelser SÖ 1983:30 <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/sveriges-internationella-overenskommelser/1994/01/so-198330/> (åtkomst 2023-12-12)

Tenter AM, Heckerth AR, Weiss LM (2000). *Toxoplasma gondii*: from animals to humans. *International Journal for Parasitology* **30** (12), 1217-58 [https://doi.org/10.1016/S0020-7519\(00\)00124-7](https://doi.org/10.1016/S0020-7519(00)00124-7)

Tiedemann R, Nadlinger K, Pucek Z (1998). Mitochondrial DNA-RFLP analysis reveals low levels of genetic variation in European bison *Bison bonasus*. *Acta Theriologica* **5**, 83-87 https://rcin.org.pl/ibs/Content/12827/BI002_2613_Cz-40-2_Acta-T42-Supp5-83-87_o.pdf (åtkomst 2023-12-18)

Thiede S, Spargser J, Rosengarten R, Jakob W, Streich WJ, Krasińska M, Frölich K (2002). Antibodies against *Mycoplasma bovis* in free-living European bison (*Bison bonasus*) with balanoposthitis. *Journal of Wildlife Diseases* **38** (4), 760-63 <https://doi.org/10.7589/0090-3558-38.4.760>

Thulin C-G (2010). *Faunarestaurering - Ett paradigmskifte i arbetet med biologisk mångfald*. En sammanfattning av konferensen "Faunarestaurering – Möjligheter inom bevarande och förvaltning" Den 27 april 2010 på Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien, Stockholm, pp 1-8 (konferensrapport) https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/cfw/files/konferensrapporter/thulin-2010_faunarestaurering.pdf (åtkomst 2023-12-18)

Thulin C-G, Jaarola M, Tegelström H (1997). The occurrence of mountain hare mitochondrial DNA in wild brown hares. *Molecular Ecology* **6**, 463-467 <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.1997.t01-1-00199.x>

Thulin C-G, Carlsson M (2011). Begränsa hastigheten vid viltövergångar. *Uppsala Nya Tidning*, Debatt, 31/1

Thulin C-G, Englund L, Spong G, Ericsson G (2011). Möjligheter för myskoxen. *Fauna & Flora* **3**, 12-17 https://internt.slu.se/globalassets/ew/org/inst/afb/block/cfw-publikationer/20.-thulin-c-g-englund-l-spong-g-ericsson-g-2011-mojligheter-for-myskoxen_fauna--flora.pdf (åtkomst 2023-12-18)

Thulin C-G, Röcklinsberg H (2020). Ethical considerations for wildlife reintroductions and rewilding. *Frontiers in Veterinary Science* **6**, 163 <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.00163>

Tokarska M, Kawałko A, Wójcik JM, Pertoldi C (2009). Genetic variability in the European bison (*Bison bonasus*) population from Białowieża forest over 50 years. *Biological Journal of the Linnean Society* **97**, 801–809 <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2009.01203.x>

Tomana J, Krzysiak MK, Socha W, Larska M (2021). Emerging risk of malignant catarrhal fever in European bison. *European Bison Conservation Newsletter* **13**, 5-10 https://smz.waw.pl/wp-content/uploads/2021/09/01_Tomana-J.-K.Krzysiak-M.-Socha-W.-Larska-M.-Emerging-risk-of-malignant-catarrhal-fever.pdf (åtkomst 2023-12-18)

- Topczewski M (2023). *Feasibility of reintroduction of European Bison (Bison bonasus) to Sweden with focus on traffic accidents*. MSc Thesis, SLU <https://stud.epsilon.slu.se/19529/1/topczewski-m-20230928.pdf> (åtkomst 2023-12-18)
- Trouwborst A, Blackmore A, Blyth S, Fleurke F, McCormack P, Gaywood MJ (2022). Conservation Translocations and the Law. In MJ Gaywood, JG Ewen, PM Hollingsworth, A Moehrenschrager (eds) *Conservation Translocations*. Cambridge University Press, TJ Books Limited, Padstow Cornwall, UK, pp 77-107. <https://doi.org/10.1017/9781108638142.007>
- United Nations (1992). *Convention on Biological Diversity*. United Nations, pp 1–30
- van de Vlasakker J (2014). *Bison Rewilding Plan 2014–2024*. Rewilding Europe, Nijmegen, The Netherlands. <https://www.rewildingeurope.com/wp-content/uploads/publications/bison-rewilding-plan-2014-2024/html5/index.html?page=1&noflash> (åtkomst 2023-11-29)
- Velasquez M, Hester PT (2013). An analysis of multi-criteria decision-making methods. *International Journal of Operations Research* **10** (2), 56-66 http://www.orstw.org.tw/ijor/vol10no2/ijor_vol10_no2_p56_p66.pdf (åtkomst 2023-12-18)
- Wahlund L, Hiron M (2023). Virtuella stängsel: ett flexibelt verktyg för skötsel av naturbetesmarker. *SustAnimal Reports* #2, SLU <https://www.slu.se/globalassets/ew/subw/sustainimal/publikationer/sustainimal-report-2.pdf> (åtkomst 2023-12-18)
- Wall DA, Davis SK, Read BM (1992). Phylogenetic Relationships in the Subfamily Bovinae (Mammalia: Artiodactyla) Based on Ribosomal DNA. *Journal of Mammalogy* **73** (2), 262–275 <https://doi.org/10.2307/1382056>
- Wastenson L, Gustafsson L, Ahlén I (1996). *National Atlas of Sweden [Kartografiskt material] Geography of plants and animals*. SNA Publ. [Sveriges nationalatlas], Stockholm, Sweden
- Wetterin M (2008). *Utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen*. Naturvårdsverket (dnr 401-3708-08 NI), pp 1-12
- Wilson DE, Reeder DM (1993). *Mammal species of the world: A taxonomic and geographic reference*. Washington and London, Smithsonian Institute Press
- Williams CK, Ericsson G, Heberlein TA (2002). A quantitative summary of attitudes toward wolves and their reintroduction (1972-2000). *Wildlife Society Bulletin* **30** (2) 575-584 <https://www.jstor.org/stable/3784518>
- Wójcik JM, Kawałko A, Tokarska M, Jaarola M, Vallenback P, Pertoldi C (2009). Post-bottleneck mtDNA diversity in a free-living population of European bison: Implications for conservation. *Journal of Zoology* **277**, 81–87 <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00515.x>
- Wolf O, Jacob W, Lange A, Rudolph M, Borchers K, Glatzel P, Thiede S, Habedank B, Brackmann J, Krasinski Z, Krasinska M, Hartmann L, Frölich K (2000). Balanoposthitis of the European bison (*Bison bonasus*). *Proceedings of the International Symposium "European Bison - yesterday, today and tomorrow"* Siauliai, Lithuania, pp 68-73
- Yearsley JM, Pérez-Barbería JF (2004). Does the activity budget hypothesis explain sexual segregation in ungulates? *Animal Behavior* **69** (2), 257-267 <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2004.04.010>
- Zielke L, Wrage-Mönnig N, Müller J (2017). Seasonal preferences in diet selection of semi-free ranging European bison (*Bison bonasus*). *European Bison Conservation Newsletter* **10**, 61-70 <https://smz.waw.pl/wp-content/uploads/2017/10/7.pdf> (åtkomst 2023-12-18)
- Zientara S, Sánchez-Vizcaíno JM (2013). Control of bluetongue in Europe. *Veterinary Microbiology* **165** (1), 33-37 <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2013.01.010>

Zin E, Kuberski L, Drobyshev I, Niklasson M (2022). First spatial reconstruction of past fires in temperate Europe suggests large variability of fire sizes and an important role of human-related ignitions. *Frontiers in Ecology and Evolution* **10**, 08 March 2022 <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.768464>

Appendix - Förslag till försöksuppställning

Försöksuppställning: Visent på Svanå

Carl-Gustaf Thulin, Petter Kjellander, Mats Niklasson, Axel Sannö, Gioriga Ausilio

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

2023-08-11

Bakgrund

I ett projekt finansierat av Skogssällskapet ska SLU (dnr 2023-1139-Steg 2 2022) utföra en genomförbarhetsanalys för återintroduktion av visent (*Bison bonasus*, L.). Analysen ska omfatta en kunskapsöversikt vad gäller visentens historia, status och ekologiska funktion som vilt djur, inklusive ekonomiska, juridiska och samhällseliga aspekter, med en fördjupad analys av veterinärmedicinska aspekter samt en habitatlämplighetsanalys med fokus på Skogssällskapets markinnehav i Svanå, Västmanlands län.

För implementering av en fullskalig återintroduktion av en art som visent krävs dock mer fördjupade kunskaper om hur arten kan komma att fungera och påverka sin omgivning än vad en genomförbarhetsanalys kan omfatta. Praktiska studier av visenter på plats i det avsedda området skulle därför vara till stor hjälp. Mot bakgrund av detta föreslår vi nedan en försöksuppställning som både erbjuder möjlighet att på plats utvärdera ekologiska, ekonomiska och sociala konsekvenser av en återintroduktion, samtidigt som försöket i förlängningen kan utmytna i en första återintroduktion av visent på svenska mark, om beslutande myndigheter så bestämmer.

Försöksuppställning

Vi föreslår i korthet en försöksuppställning i tre steg över flera år, med ett första acklimatiseringshägn på Skogssällskapets marker i Svanå där visentens påverkan på landskapet och den biologiska mångfalden utvärderas under åtminstone en kalvningssäsong. Därpå genomförs en första så kallad soft-release med no-fence teknik som begränsar visenternas rörelse i landskapet till de områden som beslutas att medverka i försöket (med utgångspunkt från acklimatiseringshägnet). No-fence försök pågår i ett doktorandprojekt på SLU (i samarbete med RISE), och går ut på att med virtuella stängsel och ett GPS-halsband som pingar och kan ge elektriska stötar begränsa frigående betesdjur i syfte att utveckla en metod för extensiv beteshävd. De preliminära resultaten är mycket lovande (se Wahlund & Hiron 2023).

I detta andra steg, som kan komma att ta ett till flera år, utvärderas no-fence systemets funktion på visent, djurens påverkan på kommersiella intressen, social acceptans, förvaltningsformer och interaktion med infrastruktur och allemansrätt. Om utfallen ovan är tillfyllest och lokal/regional acceptans erhållits kan, i ett tredje steg, omärkta, vildfödda (inom no-fence området) visenter komma att kunna sprida sig ut i det kringliggande landskapet (en så kallad soft-soft release). Även i detta tredje steg, och i fortsättningen, kommer de ekologiska, sociala och ekonomiska konsekvenserna att utvärderas. Figur 1 visar en mycket schematisk skiss över den föreslagna försöksupställningen.

Steg 1: Acklimatiseringshägn

I ett första skede upprättas ett *acklimatiseringshägn* om 200 - 300 hektar där visenternas påverkan på det kringliggande landskapet och den biologiska mångfalden utvärderas med ett GPS baserat nätverk av inventeringspunkter där artsammansättning och betespåverkan på skog och grödor utvärderas i en före-under-efter uppställning. Inventeringspunkterna randomiseras över såväl acklimatiseringshägnet såsom övriga marker tillhörande Svanå (eventuellt även kringliggande marker som vill medverka i steg två, se nedan).

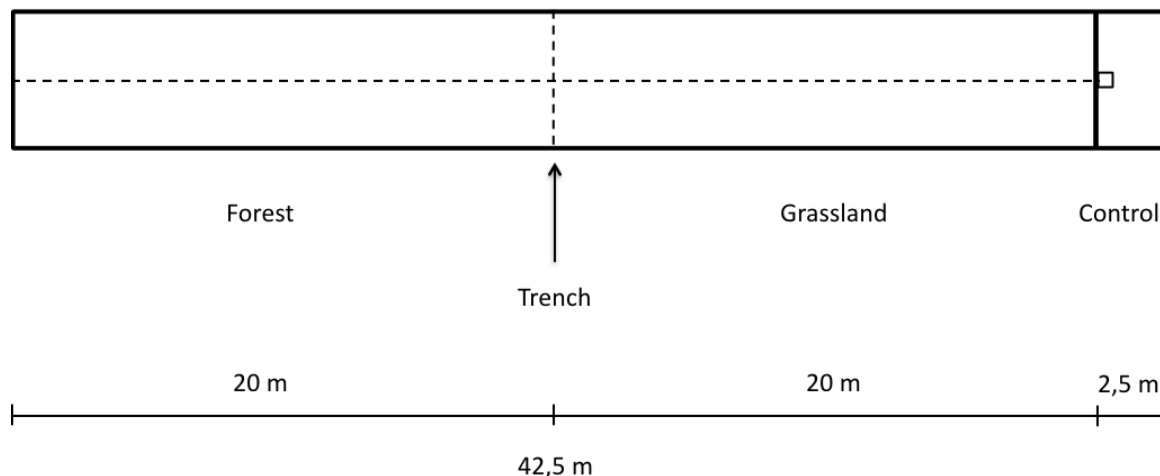
I acklimatiseringshägnet (gröna linjer i Fig. 1), , på gränsen mellan fält och skog, etableras även uthägnader (minst tre) om 5 - 40 meters bredd/längd, centrerade över kantzonen mellan fält och skogs (Figur 2). I dessa uthägnader utvärderas vad som över tid händer med landskapet utan visentbete (dvs referensytor). Uthägnaderna ska utformas så att mindre betesdjur (sorkar, harar, rådjur) kan komma in och beta, medan visenter hålls utanför. I dessa uthägnader kan, utöver flora och betespåverkan, även eventuella effekter på insektslivet utvärderas (Figur 3).

Vi föreslår en ursprungspopulation (eng. founder) om tio djur (exempelvis fjolårskalvar) med en köns- och ålderssammansättning som specificeras efter samråd med ex Svenska djurparksföreningen och/eller en djurpark med erfarenhet av visenter (ex Nordens Ark, Eriksberg). Ursprungspopulationen ska ha en så bred avelsbas som möjligt av den låglands-kaukasiska avelslinjen, som innehar mest genetisk variation och som är den linje som förekommer i svenska hägn och djurparker.



Figur 1: Schematisk skiss över föreslagen försöksupställning på Skogsällskapetets marker Svanå (ljusblått, ca 1100 hektar). De gröna linjerna utgör aklimatiseringshägnet med gräns för no-fence-träning utmärkt som finstreckad röd linje (längs vägen mot Skultuna-Ekeby). Aklimatiseringshägnet kan sedan öppnas (streckad grön linje) mot ett no-fence begränsat område (röda streckade linjer), som utöver Svanå kan omfatta kringliggande marker som vill medverka i försöket. I tredje skede kan visenter födda inom no-fence området, samt individer vars no-fence halsband slutat fungera, sprida sig ut från försöksområdet (exempelvis mot Rälken) som vilda.

Visenterna i hägnet förses med no-fence halsband och en virtuell avgränsning mot Skultuna-Ekeby i södra kanten av hägnet för att 1) utvärdera hur de respekterar no-fence funktionen, och 2) träna dem för no-fence begränsning i steg två.

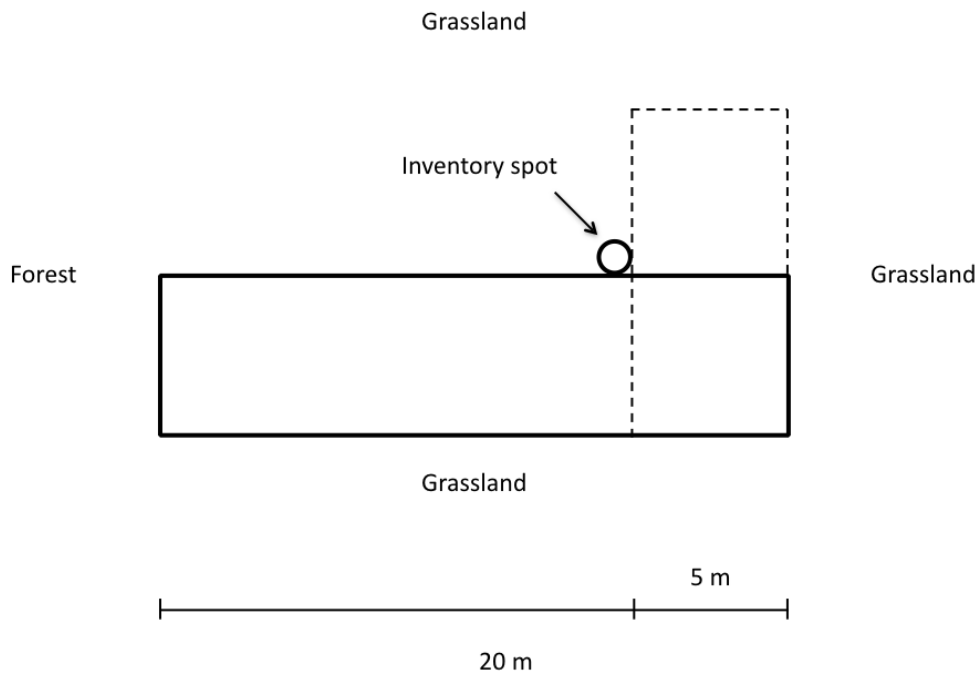


Figur 2: Förslag till försöksupställning med uthägnader centrerade på längden över kanten mellan skog och fält (från Garrido 2017). I centrum för uthägnaden etableras sedan fasta inventeringspunkten med parallell-punkter på samma avstånd utanför (dvs där visenterna betar).

Förslagsvis inkluderas odlad mark (ex havreproduktion) i aklimatiseringshägnet, delvis avgränsad med no-fence, för att dels bedöma påverkan på odlad mark, dels för att utvärdera no-fence systemets möjlighet att avhålla visenter från en mycket attraktiv näringsresurs (gröda).

Slutligen föreslår vi att en visent per år fälls medelst jakt, gärna med hundar och/eller drev. Detta för att dels kunna utvärdera hur visenterna reagerar under jakt, dels för att utvärdera hur ett flyktbeteende (respekt, rädsla) för människor kan upprättas och bibehållas.

Visenterna bör tillbringa minst en kalvningssäsong i aklimatiseringshägnet. Djuren ska helst inte fodras under tiden om det inte anses nödvändigt av veterinärmedicinska skäl under kortare perioder. Visenternas vikt vägs i en automatiserad vägningsrutin (ex. Bergsten & Niklasson 2023) och kontinuerlig visuell veterinärbesiktning sker av djurens kondition. Visenter som hamnar i nödsituation avlivs på plats och obduceras av Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA).



Figur 3: Förslag till försöksuppställning för inventering av pollinerande insekter som räknas under begränsade tidsintervall från en fast inventeringspunkt (efter Garrido 2017). I inventeringsrutor om en kvadratmeter (ej i bild) kan även marklevande insekter som gräshoppor och skalbaggar inventeras (jmf Garrido et al. 2022).

Steg 2: Soft release med endast no-fence

I detta steg öppnas acklimatiseringshägnen inåt (förslagsvis norrut) mot Svanås marker, varpå de no-fence-halsbandsförsedda visenterna kan sprida sig över ett område som, utöver Svanås marker, även kan innefatta angränsande marker som önskar medverka (se Figur 1). De vetenskapligas utvärderingarna enligt ovan fortsätter på samma vis. Det gamla hägnen kommer fortfarande att finnas tillgängligt för visenterna, men med så mycket staket som möjligt är borttaget. Möjligen med en kvarvarande möjlighet till en "fångstgård" för ev infångning och hantering, som kan komma att vara nödvändig i ett initialt skede.

De huvudsakliga gränserna kommer nu att vara virtuella och GPS-baserade, som upprätthålls med no-fence teknik där visenterna lär sig var gränserna går med pingande och elektriska stötar. Om en visent (eller flera) skulle fly (skena) över den virtuella gränsen kan de återvända till hemområdet utan pingande (varningar) och stötar (no-fence är alltså envägs).

Den huvudsakligen biologiska forskningen kommer nu att kompletteras med fortlöpande attitydstudier hos lokalbefolkningen för att utvärdera hur acceptans upprättas och utvecklas. Bred samhällslig acceptans är en central del i ett projekt som detta. Kommunikation, dialog och involvering på lokal och regional nivå är en viktig del, att inte bortse från utmaningar, men även

möjligheten att kunna påverka sin situation och se potentiala fördelar med försöken. Jakt och nyttjande av viltresursen kan vara en sådan, potentiell fördel.

För att erhålla lokal och regional acceptans och intresse för projektet föreslås en årlig kvoterad avlysningsjakt på visent på de medverkande markerna (jämför med älg/kronhjort). Vidare föreslås att visenter som av någon anledning tar sig ut utanför de virtuella begränsningarna får skjutas på skydds jakt på eget initiativ. Även andra grupper och intressenter än jägare bör involveras, exempelvis lokala turistföretag och entreprenörer.

Försökstiden beror av reproduktionen och de vildfödda individernas benägenhet att sprida sig utanför det virtuella hägnet/försöksområdet.

Steg 3: Softsoft release

I takt med att populationen tillväxer och åldras kommer vildfödda visenter utan halsband, samt äldre individer vars halsband slutat fungera, att sprida sig utanför det ursprungliga no-fence området. Det kommer innebära att även de kringliggande marker som inte valt att samarbeta med projektet kommer att kunna besökas av vilda visenter. Det kan även innebära att visenter tar sig upp på vägar och in i samhällen. Detta blir alltså en skarp utvärdering av hur det är att leva med återintroducerade visenter.

De vetenskapliga utvärderingarna enligt ovan fortsätter så långt möjligt, nu med fokus på spridningstakt, etableringsbeteende och interaktioner med antropogena intressen. Möjligheten till skydds jakt ska vara liberal, men nu ske först efter beslut av Länsstyrelsens viltförvaltningsdelegation. Som tidigare upplåts visenter ur populationen (ev. populationerna) för kvoterad avlysningsjakt (licensjakt), men nu för alla marker i området. För att inledningsvis främja kvoterad avlysningsjakt före skydds jakt, tillfaller visenter som fälls under skydds jakt staten och obduceras av SVA för patologisk utvärdering (ex skadeverkan av olika vapenslag, parasiter, hälsotillstånd mm).

Steg tre innebär alltså i praktiken en återintroduktion av vilt levande visenter till Sverige.

Övriga aspekter

Detta projekt har ett större övergripande intresse i relation till reastaurering och återetablering av tidigare förekommande arter och kan på så vis fungera som en viktig modell och pilot för liknande försök och projekt.

Projektet är upplagt så att det kan avbrytas i alla steg. I den mån steg tre inletts och visenterna av någon anledning måste tas bort bör det inte innebära några större svårigheter. Det är stora djur som rimligtvis är lätta att spåra, upptäcka och jaga.

Ansvarsfördelning

SLU ansvarar för försöksuppställning och forskning (utvärdering) samt för forskare och försökspersonal.

Skogssällskapet upprättar och äger acklimatiseringshägnen samt livdjuren under steg 1 och steg 2 fram tills omärkta individer sprids i landskapet. Skogssällskapet ansvarar för driften av anläggningen, livdjur och eventuellt lantbruk (driftspersonal).

Vildfödda visenter som sprids i landskapet i steg 2 och steg 3 bör omfattas av EUs art- och habitatdirektiv, och förvaltas enligt svensk lag.

Forskargruppen

Carl-Gustaf Thulin, forskare SLU, försöksuppställning och genomförande

Petter Kjellander, professor SLU, viltekologi och förvaltning

Mats Niklasson, lektor SLU/forskningsledare Nordens Ark, ekologi och biodiversitet

Axel Sannö, forskare SLU, veterinärmedicin

Gioriga Ausilio, forskare SLU, ekologi och GIS analys

Övriga forskare, studenter (doktorander mm) och fältpersonal rekryteras efterhand.

Referenser

Bergsten A, Niklasson N (2023). Unassisted weighting of European bison. *European Bison Conservation Newsletter* 13, 21–26

Garrido P (2017). Wood-pasture diagnostics Ecosystem services, restoration and biodiversity conservation. (PhD thesis). Uppsala: SLU

Garrido P, Naumov V, Söderquist L, Jansson A, Thulin C-G (2022). Effects of experimental rewilding on butterflies, bumblebees and grasshoppers. *Journal of Insect Conservation* 26, 763–771

Wahlund L, Hiron M (2023). Virtuella stängsel: ett flexibelt verktyg för skötsel av naturbetesmarker. *SustAinimal Reports #2*, SLU