



LED-belysningens effekter på djur och natur med rekommendationer:

Fokus på nordiska förhållanden och känsliga arter och grupper

OM RAPPORTEN:

Titel: LED-belysningens effekter på djur och natur med rekommendationer: Fokus på nordiska förhållanden och känsliga arter och grupper.

Version/datum: 2018-10-01

Rapporten bör citeras såhär: Jägerbrand, A.K. (2018). *LED-belysningens effekter på djur och natur med rekommendationer: Fokus på nordiska förhållanden och känsliga arter och grupper*. Calluna AB.

English title: Effects of light emitting diodes (LEDs) on animals and the natural environment, and recommendations: with focus on the Nordic countries and sensitive species and areas.

Omslag: bilden föreställer vägbelysning med träd i höstskrud, belysning i träd med siluetter av ugglor och fladdermöss, samt exempel på och utan armaturavskärmning.

Bilder: Bilder i rapporten är författarens egna eller utgivna/publicerade under licens att de är godkända för redigering och/eller publicering.

OM PROJEKTET:

Utfört av: Calluna AB (organisationsnummer: 556575–0675)
Adress huvudkontor: Linköpings slott, 582 28 Linköping
Hemsida: www.calluna.se
Telefon (växel): +46 13-12 25 75

På uppdrag av: Trafikverket (Adress: Trafikverket, 781 89 Borlänge)

Beställarens kontaktperson: Petter Hafdell

Projektledare: Annika K. Jägerbrand (Calluna AB)

Rapportgranskning: Andreas Brutemark (Calluna AB)

Intern projektkod: AJD0008

Innehåll

1	Sammanfattning	1
2	Summary	3
3	Förord och granskningsprocess	5
4	Förkortningar och definitioner	6
5	Bakgrund	8
5.1	Kunskapsläge om ekologiska effekter av artificiellt ljus	9
5.2	Kunskapsbrister	10
5.3	Vad utgör betydande ekologiska effekter?	11
6	Mål & Syfte	11
7	LED som ljuskälla	12
7.1	Ljusets våglängdsfördelning och färg	13
7.2	Ljuskvantitet (styrka)	17
7.3	Rumslig fördelning	20
7.4	Temporal fördelning	23
7.5	Ljuskontaminerade områden och himlaglim	24
7.6	Flimmer	26
7.7	Polarisering	26
8	Ljus uppfattas olika och påverkar olika beroende på art	27
8.1	Däggdjur	27
8.2	Fåglar och kräddjur	31
8.3	Fiskar	33
8.4	Groddjur	35
8.5	Insekter	37
8.6	Terrestra växter	38
8.7	Övriga	39
8.8	Flimmer	39
8.9	Polariserat ljus	40
9	Dygnsaktivitet och årstidsvariation	40
9.1	Nattaktiva djur/organismer	40
9.2	Dagaktiva djur/organismer	41
9.3	Krepuskulära (skymnings- och gryningsaktiva) djur/organismer	41
9.4	Katamerala djur/organismer	41
9.5	Årstidsvariation	41
10	Effekter av LED-belysning på arters fysiologi, beteende och ekologi	42
10.1	Leddjur (insekter och spindlar)	42
10.2	Fladdermöss	45
10.3	Fåglar	46
10.4	Fiskar	47
10.5	Terrestra växter	49
10.6	Övriga	50
11	Prioriteringar för naturvårdande åtgärder	51

11.1 Lagstiftning	52
11.2 Exempel på ljusföroreningars påverkan på skyddade arter enligt art- och habitatdirektivet	56
11.3 Artskydd	56
11.4 Dygnsaktivitet och skyddsstatus	57
11.5 Områdesskydd	59
12 Rekommendationer för att minimera ekologisk påverkan av utomhusbelysning	59
12.1 Förhindra och begränsa nya områden från att belysas	60
12.2 Begränsa omfattningen (arean) av belysta områden	62
12.3 Begränsa tiden med belysning	68
12.4 Begränsa belysningsstyrkan/ljuskvantitet	72
12.5 Ljusets våglängdsfördelning	76
13 Anpassning till olika miljöer och ekosystem	79
13.1 Centrala stadsmiljöer	79
13.2 Urbana miljöer	80
13.3 Landsbygd	81
13.4 Skogsekosystem	82
13.5 Vattennära miljöer	83
13.6 Nordliga miljöer	85
14 Riktlinjer för utomhusbelysning i skyddade eller känsliga naturmiljöer	86
14.1 Ljuskällor och armaturavskärmning	86
14.2 Schemalagd belysning	87
14.3 Rekommenderad maximal belysning för olika funktioner	88
15 Zonindelning i ljuspåverkade områden	89
Maximala värden inom miljözoner	91
16 Ljus i landskapet	92
17 Slutsatser	93
17.1 Översikt och prioritering av generella rekommendationer	93
17.2 Extra känsliga arter och habitat	95
17.3 Våglängder hos ljuskällan	95
17.4 Nedsläckning och schemalagd reduktion	96
17.5 Vetenskapliga upplägg för att studera ekologiska effekter av artificiellt ljus	97
17.6 Kort sammanfattning av slutsatserna	97
18 Referenser	98
 Bilaga 1. Material och metoder	 114
Genomgång och sammanställning av vetenskaplig litteratur om LED och påverkan på djur och natur	114
LED som ljuskälla	119
 Bilaga 2. Karta över fladdermusnätverk	 120
 Bilaga 3. Checklista	 121

1 Sammanfattning

Lysdiod-belysning (*Light Emitting Diode*; LED) används i allt större omfattning utomhus på vägar och gator och utgör idag ofta enda valbara alternativet. Det finns många fördelar med att använda LED-belysning men det har alltmer börjat uppmärksammas att artificiellt ljus även har många ekologiska nackdelar eftersom det sker en påverkan på djur och natur. Biologiska effekter av artificiella ljuskällor är sedan tidigare väl studerat och det är därför exempelvis känt att det finns effekter på många olika typer av arter.

Detta projekt har fokuserat på att sammanfatta vilka specifika ekologiska effekter som LED-belysningen kan orsaka samt hur dessa kan åtgärdas. Syftet med rapporten har varit att: kartlägga påverkan av LED-belysning på djur och natur, identifiera särskilt känsliga djur eller organismer men också att utreda under vilka förhållanden eller förutsättningar (områden, tid på dygnet/året) som en ekologisk påverkan kan förväntas ske, samt slutligen att ge konkreta rekommendationer för att minimera påverkan på djur och natur. Rekommendationerna är särskilt anpassade till att vara tillämpbara i de nordiska länderna.

En systematisk litteratursökning genomfördes under 2017 för att hitta relevant litteratur om effekter av LED-belysning på djur och natur. Sökningen var en bra utgångspunkt men räckte inte för att identifiera alla typer av relevanta underlag som krävdes för att utföra projektet och därför har litteratursökningar utförts kontinuerligt under projektets gång, utifrån vilken typ av information som behövdes när kapitlen författades.

I rapporten redovisas kunskap om LED som ljuskälla och dess egenskaper jämförs exempelvis med andra ljuskällor. Arbetet inkluderar att ljus uppfattas olika och påverkar olika beroende av art och har sammanställts uppdelat i olika djurgrupper för att få en översikt över hur djur påverkas av artificiellt ljus. Effekter av LED-belysning på arters fysiologi, beteende och ekologi har utgått från hittills utförda studier inom området och visar på varierande resultat beroende på vilka arter som studerats. Samtidigt saknas studier för väldigt många arter; ibland saknas kunskap om påverkan på hela grupper av djur såsom exempelvis större däggdjur, groddjur och många fågelarter. En viktig slutsats är att det inte går att utesluta att förekomsten av himlaglim kan ha ekologiska konsekvenser över stora geografiska områden.

Prioriteringar för naturvårdande åtgärder har behandlats utifrån ett nationellt/nordiskt perspektiv men även ur perspektivet att det finns både områden och ljuskänsliga arter som behöver extra skydd från artificiellt ljus. I rapporten har även redovisats hur man kan göra anpassningar till olika miljöer och ekosystem, samt hur man skulle kunna arbeta med zoner och på landskapsnivå med dessa frågor i det vidare arbetet. För stadsmiljöer och urbana miljöer är det relevant att reducera himlaglim och att säkerställa att områden med skyddade arter inte blir belysta. Vattenära miljöer bör speciellt beaktas på grund av förekomsten av många skyddade och ljuskänsliga arter, exempelvis bör säkerställas att inte ljuskällorna sprider ljus i vattnet eller åstadkommer polarisering.

Rekommendationerna för hur man ska minimera ekologisk påverkan är uppdelad i fem (redan etablerade) områden: förhindra och begränsa nya områden från att belysas, begränsa omfattningen av belysta områden, begränsa tiden med belysning, begränsa belysningsstyrkan/ljuskvantiteten samt anpassningar i ljusets våglängdsfördelning.

Slutsatserna sammanfattar de rekommendationer som särskilt bör prioriteras förutsatt att man ämnar ha belysning utomhus. LED-belysning har många fördelar och erbjuder bra möjligheter att reducera ekologisk påverkan. Störst potential att reducera ekologisk påverkan både direkt och indirekt genom himlaglim och via påverkan av vitt ljus på seendet samt icke-visuellt ljus (främst blått ljus < 500 nm) är att reducera spilljus och ljusföroreningar från belysningen genom att begränsa ljusets rumsliga spridning från ljuskällor.

Exempelvis rekommenderas att alla typer av uppljus bör elimineras utan undantag för att reducera mortaliteten av migrerande och skyddade arter. Bakljus, framljus och luminans bör genom god ljusdesign starkt begränsas i den fysiska miljön för att reducera ljusföroreningar i omgivningen. Begränsningar i ljusets spridning kommer att reducera risken att aktivera dagsljusseendet hos arter som har både fotopisk och skotopisk syn samtidigt som påverkan på nattaktiva arter kommer att reduceras eftersom arealen som är belyst kommer att minska. För extra ljuskänsliga och skyddade arter som potentiellt kan vara påverkade negativt av himlaglim är det oklart ifall några av de föreslagna åtgärderna räcker. Därför är det rimligt att ansvaret för att säkerställa mörkerområden för dessa arters fortlevnad bör ligga hos de som förvaltar artskydd (till exempel kommuner och länsstyrelser som beslutar om och förvaltar naturreservat). Det är i beslutsprocessen och i förvaltningen som önskvärda begränsningar i ljusföroreningarna kan beskrivas och implementeras.

För att stärka skyddet av arter som förflyttar sig bör rekommendationerna som tagits fram implementeras i någon form på en övergripande nationell nivå. Skyddade miljöer såsom Natura 2000-områden kan/bör använda sig av de i rapporten föreslagna striktare riktlinjerna (som tagits fram av IDA, *International Dark Association*) för att säkerställa en minimal ljuspåverkan på skyddade arter.

Mängden blått ljus i utomhusbelysningen bör förmodligen reduceras eftersom det är väl känt att sådant ljus kan påverka många arters dygnsrytm. Det kommer inte inom en rimlig framtidshorisont gå att få fram tillräckligt med kunskap om de exakta nivåerna för exponering till blått ljus och dess konsekvenserna för alla olika typer av arter som kan påverkas och därför bör försiktighetsprincipen tillämpas. Alla kommersiellt tillgängliga ljuskällor på marknaden bör redovisa mängden förekommande blått ljus (speciellt avseende < 500 nm) för att underlätta val av produkter med låga mängder blått ljus.

Nattsläckning och nattreduktion bör tillämpas så långt det är möjligt för att undvika ekologisk påverkan på största möjliga antalet arter och för att reducera attraktionen hos migrerande arter.

En utmaning med att ta fram rekommendationerna avseende ekologisk påverkan av utomhusbelysning är att det finns brister i de vetenskapliga studier som utförts. Exempelvis redovisas inte tillräckligt mycket information för att upprepa experimenten och det kan saknas grundläggande information om ljuskällor eller experimentdesign som gör att resultaten inte är användbara.

Ljusföroreningar bör beaktas i högre grad i arbetet med ljusplanering men även i arbetet med naturmiljöfrågor och på landskapsnivå för att säkerställa att inte skyddade arter påverkas. Planeringen av infrastruktur med tillhörande utomhusbelysning måste därför integreras i arbetet med övriga miljöfrågor i kommuner och på regional och nationell nivå.

2 Summary

English title: *Effects of Light Emitting Diodes on animals and the natural environment and recommendations: with focus on the Nordic countries and sensitive species and areas*

LED lighting (Light Emitting Diodes) is increasingly used outdoors, on roads and streets, in our outdoor environments, and today it is often the only selectable option. There are many advantages to use LED, but artificial light can also have many ecological disadvantages since it may affect animals and nature. Biological effects of artificial light sources have previously been well studied and it is known, for example, that there are effects on many different types of species.

This project has focused on summarizing the specific ecological effects that LED lighting may cause and how they are addressed. The purpose of the report has been to: produce an overview of the impact of LED lighting on animals and nature, identify especially sensitive animals or organisms, to analyze under what conditions (e.g., geographical areas, time of day/year) an ecological impact can be expected to occur, and finally to give recommendations to minimize the impact on animals and nature. The recommendations are adapted to be implemented in the Nordic countries.

A systematic literature search was conducted in 2017 to find relevant literature on the effects of LED lighting on animals and nature. The search was a good starting point but was not sufficient to identify all types of relevant information required to complete the project. Thus, literature searches have been conducted continuously during the project based on the type of information needed when the chapters were written.

The report summarizes knowledge of LED as a light source, and its properties are compared, for example, with other light sources. An important conclusion is that it is not possible to rule out that the presence of sky glow may have ecological consequences over large geographic areas. Artificial light is perceived differently by different species and may also have different ecological consequences depending on species. Effects of LED lighting on physiology, behavior and the ecology of species have been evaluated based on studies carried out in the field and show varying results depending on the specific species studied. Furthermore, studies of the impact of LED lighting on many species are lacking, and sometimes there is a lack of knowledge of the impact on entire groups of animals, such as e.g., larger mammals, amphibians, and many species of birds.

Priorities for conservation measures have been addressed from a national and Nordic perspective, but also from the perspective that there are ecosystems and light sensitive species that need extra protection from artificial light. The report also considers adaptations to different environments and ecosystems, as well as how to work with zones and landscapes with lighting questions in the further work. For cities and urban environments, it is relevant to reduce sky glow and to ensure that areas with protected species are not illuminated. Aquatic and marine environments should be especially considered because of the presence of many protected and light-sensitive species, for example, to ensure that light sources do not spread light in the water or induce polarization.

Recommendations for minimizing ecological impact are divided into five previously established areas: prevent and limit new areas to illuminate, limit the range of illuminated areas, limit the time of illumination, limit the illuminance/light quantity, and adjustments in the light wavelength distribution.

The conclusions summarize the recommendations that should be given priority (when the use of outdoor lighting is needed). LED lighting has many advantages and offers good opportunities to reduce ecological impact. Most substantial potential to reduce the ecological impact both directly and indirectly through sky glow and the effect of perceived light and the effects of non-visual light (blue light) is to reduce light pollution from light sources. For example, it is generally recommended that all types of upward illumination should be eliminated without exception to reduce the mortality of migratory and protected species. Backlight, front lights, and luminance should be sharply limited by lighting design to reduce light pollution in the environment.

Limitations in light propagation will reduce the risk of activating the daylight vision of species with both photopic and scotopic vision while reducing the impact on night-active species as the area being illuminated will be reduced. For light-sensitive and protected species that may potentially be affected by sky glow, it is unclear if any of the proposed measures are enough. Therefore, it is reasonable that the responsibility for ensuring dark areas for the survival of these species should lie with those who manage nature and species conservation.

In order to strengthen the protection of migratory species, the recommendations presented in this report should be implemented in some form at an overall national level. Protected environments such as Natura 2000 areas may/should use the stricter guidelines that have been developed by IDA (the International Dark Association) to ensure minimal impact on protected species.

The amount of blue light (i.e., < 500 nm) in the outdoor lighting should probably be reduced since it is well known that such light may affect the daily rhythm of many species. It is not likely that knowledge on the exact levels between exposure to blue light and the consequences for all types of species will be established in the near future. Therefore, the precautionary principle should be applied to minimize potential ecological impact. All commercially available light sources on the market should, therefore, start to report on the content of blue light to enable the use of products with low blue light amounts.

Shutting off the light during night and night reductions should be applied as far as possible to avoid ecological impact on a large number of species and to reduce the impact on migratory species.

A challenge in producing these recommendations is that there are shortcomings in many of the scientific studies carried out. For example, insufficient information is reported on the experiments and often, information is missing regarding the light sources or the experimental design. The results are therefore generally not very useful in outdoor lighting situations.

Light pollution should be considered in a higher degree in the lighting design process, but also in work on environmental and landscape issues to ensure that protected species are not affected and to ensure that expensive conservation measures that are implemented do have the effect expected. The planning of infrastructure and associated outdoor lighting must, therefore, be better integrated with the work with other environmental issues in municipalities and at regional and national levels.

3 Förord och granskningsprocess

Rapporten är slutrapport för projektet "LED-belysningens effekter på djur och natur med rekommendationer" (internt projektnummer AJD0008) som utförts under 2016–2018 och som genomförts av Calluna AB på uppdrag av Trafikverket och Transportstyrelsen.

Syftet med projektet har varit att ta fram ny kunskap om vilka rekommendationer man ska ge avseende val av nyare energieffektivare belysning (ljuskälla och utformning) för att undvika oönskade effekter på djur och natur. Sådana oönskade effekter kan exempelvis uppkomma när man använder utomhusbelysning i eller i närheten av känsliga naturmiljöer. Detta gäller under sådana omständigheter där verksamheter eller åtgärder innebär att det kan uppstå skada på miljön och då man är skyldig att utföra skyddsåtgärder, och iakttä begränsningar och vidta försiktighetsmått som i övrigt behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skadan uppstår (enligt hänsynsreglerna i Miljöbalken kapitel 2, 3 §).

Projektet har bestått av flera ingående delar: kartläggning av LED-belysningens påverkan (state-of-the-art), kartläggning av känsliga arter/artgrupper, en beskrivning av LED-belysning jämfört med andra ljuskällor och rekommendationer för hur man kan undvika påverkan på känsliga djurgrupper.

Projektet initierades och genomfördes av Annika Jägerbrand och Jan Olof Helldin. Annika har redigerat rapporten som helhet (alla kapitel), lagt upp arbetet samt författat majoriteten av texterna och ansvarat för att arbeta in granskningskommentarer. Jan Olof Helldin har bidragit med delar av texter som sedan vidareutvecklats avseende kapitel 5–6, 8, 10 och 11.

Till projektet har en referensgrupp bidragit med värdefull information, diskussioner och återkoppling som gjort att projektet gått framåt och arbetet varit mycket konstruktivt. Denna har bestått av Petter Hafdell (Trafikverket), Karin Edvardsson (Transportstyrelsen), samt Anders Sjölund (Trafikverket).

Projektet har även genomfört ett seminarium den 13 december 2017 med fokus på myndighetssamverkan. På seminariet deltog referensgruppen samt Joakim Frank (Trafikverket), Mats Olsson (Trafikverket), Marie Malmenius (Transportstyrelsen), Marika Andersson (Nacka kommun), Finn Cederberg (Nacka kommun), Ylva Svedenmark (Upphandlingsmyndigheten) och Åsa Wisén (Naturvårdsverket). Alla tackas eftersom seminariet gav konstruktiv information och återkoppling som var viktigt för uppdragets genomförande.

Kommentarer och återkoppling på rapportens innehåll har inkommit från Petter Hafdell, (Trafikverket), Karin Edvardsson (Transportstyrelsen), Jan Olof Helldin (Calluna AB¹), Åsa Wisén och Henri Engström (Naturvårdsverket). Intern granskning genomfördes 14 juni 2018 av Andreas Brutemark, Fil. dr, miljökonsult och laboratorieansvarig på Calluna AB. Redigeringar har därefter utförts.

Projektledaren 2018-10-01

Annika K. Jägerbrand

¹ Calluna AB till och med 2018-03-31, därefter SLU, Sveriges lantbruksuniversitet, Centrum för biologisk mångfald

4 Förkortningar och definitioner

Artificiellt ljus	Ljus med antropogen källa.
Avskärmning	Ett ogenomskinligt material som blockerar ljus.
Bakljus	Ljus som hamnar på baksidan av ljuskällan och mellan 0–90° ovan nadir enligt BUG-systemet ² .
Belysningsstyrka	Fotometriskt mått på hur mycket ljus en yta belyses (även kallat illuminans), anges i lux (E eller E _v). 1 lux = 1 lumen/m ² . Mäts med luxmätare. Baseras på mänskligt seende.
Bländning	Svårigheter som uppstår att se när man utsätts för starkt ljus.
Cirkadianska rytmer	Dygnsrytm. Ordet kommer från latinets cirka en dag. Rytmer i form av inre biologiska klockor som styr fysiologiska processer såsom vila och aktivitet.
CRI	På engelska: Color rendering index, på svenska färgåtergivningstal = Ra index. Ett framtaget system för att kunna mäta färger i jämförelse med en känd ljuskälla.
Dammsugningseffekten	Ljus eller ljusföroreningar suger upp insekter såsom de vore en dammsugare
Dikromatisk seende	Seende med hjälp av två synpigment.
Framljus	Ljus som hamnar på framsidan av ljuskällan och mellan 0–90° ovan nadir enligt BUG-systemet ² .
Fotopiskt seende	Färgseende i dagsljus eller i höga ljuskvantiteer (med tapparna).
Fototaxis	Inriktning av fritt rörlig organisms rörelseriktning efter ljusets riktning. Kan vara negativ eller positiv beroende på ifall organismer rör sig till eller från ljuset.
Färgtemperatur	Ljusets färgton (°Kelvin). Bygger på strålningsegenskaperna för svartkroppsstrålning.
Himlaglim	Natthimlens diffusa luminans (ofta orsakad av ljusföroreningar) som är oberoende av månljus och stjärnljus.
HPS	Högtrycksnatrium (ljuskälla med huvudsakligen gult ljus).
CMH	Keramisk metallhalogen (ljuskälla med vitt ljus).
LED	Lysdioder (ljuskälla baserad på halvledarteknik).
Ljusflöde	Totala mängden ljus som sänds ut över en rymdvinkel, (SI enhet: lumen (lm)).
Ljusförorening	Används generellt för att referera till en oönskad effekt av artificiellt ljus, vilket kan inkludera: himlaglim, bländning, ljusstörning eller minskad synbarhet nattetid.
Ljuskvantite/t/	Mängden av ljus uttryckt i odefinierad enhet.
Ljusstyrka	Mängden ljus som strålar ut i en viss riktning från en ljuskälla (SI enhet: candela, cd). En stearinljuslåga med en diameter på 25 mm har en ljusstyrka på ungefär 1 cd.
LPS	Lågtrycksnatrium (ljuskälla med monokromatiskt gult ljus i ca 589 nm).
Lumen	Lumen är SI-enheten för ljusflöde (mäts i candela). En lumen = 1 candela x 1 steradian (steradian = rymdvinkeln i vilket ljusets utsänds).
Luminans	Ljuset som strålar i viss riktning från en yta. SI-enhet: cd/m ² .
Monokromatiskt seende	Seende med ett synpigment (svart-vitt seende).

² The BUG System—A New Way To Control Stray Light from Outdoor Luminaires

Monokromatisk ljuskälla	En ljuskälla med ljusflöde enbart i en våglängd (i praktiken ett mycket litet våglängdsområde).
Skotopiskt seende	Mörkerseende under låga ljusförhållande (oftast baserat på användning av synpigmentet rodopsin/ synpurpur i stavarna).
Spilljus	Ljus som spiller över från där det borde vara, exempelvis i oönskade riktningar och områden.
Stavar	Sinnesceller i ögat som används för mörkerseende (skotopiskt seende). Hög ljuskänslighet.
Tallkottkörtel	Epifysen. En körtel i hjärnan som producerar melatonin, ett hormon som bidrar till organismers dygnsrytm.
<i>Tapetum lucidum</i>	Ett lager vävnad i ögat innanför näthinnan som reflekterar synbart ljus tillbaka genom ögat så att synbarheten ökar eftersom ljuset strålar genom fotoreceptorerna i ögats celler två gånger. Förknippat med en lägre synskärpa. Finns hos många nattaktiva djur såsom rovdjur och vissa däggdjur.
Tappar	Sinnesceller i ögat som används för dagsljusseende (fotopiskt seende).
Tetrakromatiskt seende	Färgseende med fyra olika synpigment. Förekommer exempelvis hos fåglar och groddjur.
Trikromatiskt seende	Färgseende med tre olika synpigment. Förekommer exempelvis hos människor.
Uppljus	Ljus som hamnar ovanför en ljuskälla (90° över nadir).
Våglängdsfördelning	Elektromagnetiska spektrumet för strålning och fotonvåglängder. Synligt ljus ligger inom ca 400–700 nm. Våglängdsfördelningen hos en ljuskälla kan variera beroende på teknik och material.

5 Bakgrund

Lysdiod-belysning (*Light-Emitting Diode*; LED) används i allt större omfattning utomhus, på vägar och gator och i våra bebyggda utomhusmiljöer och utgör idag ofta det enda valbara alternativet. LED-belysningen skiljer sig från traditionellt använda ljuskällor genom att den är tekniskt robust, har lång livslängd och hög energieffektivitet (De Almeida et al. 2014). LED-belysningen skiljer sig också från vissa traditionella ljuskällor i och med att den oftast har en mer dagsljusliknande spektralfördelning jämfört med exempelvis högtrycksnatriumlampor (HPS) (Elvidge et al. 2010). LED-belysningen är unik genom att den kan anpassas, rent tekniskt, till att ha ljusenergi i de våglängder man föredrar.

Byte till LED-belysning motiveras med att den nya tekniken leder till energibesparingar eftersom LED-lampor har högre ljusutbyte i lumen per watt (lm/W) än traditionella ljuskällor. Exempelvis har LED-lampor ljusutbyte på ca 20–150 lm/W, men med teoretisk maximum på 260–300 lm/W (CREE 2014; Pimputkar et al. 2009) jämfört med cirka 80–126 lm/W för högtrycksnatriumlampor, 50–100 lm/W för keramisk metallhalogenlampor (CMH) eller 40–60 lm/W för kvicksilverlampor (HG) (De Almeida et al. 2014; Elvidge et al. 2010; OECD/IEA 2006). LED-belysning har även längre livslängd, exempelvis 20 000 (50 000)–100 000 timmar jämfört med 12 000–18 000 timmar för högtrycksnatrium eller ca 6 000–12 000 timmar för keramisk metallhalogen (De Almeida et al. 2014; Energi & klimatrådgivningen i Stockholmsregionen 2017). Kostnadsbesparingar erhålls också genom mindre kostnader för drifts- och underhållsåtgärder och minskad energiåtgång eftersom LED-belysningen kan användas ihop med smarta system med schemalagda ljusnivåer, anpassat efter behov (exempelvis De Almeida et al. 2014).

I takt med att tekniken för LED vidareutvecklas och det blir billigare att tillverka lamporna och deras ljusutbyte ökar kommer man att ersätta fler typer av belysning med LED (Tsao et al. 2010). Det finns även historiska exempel som tyder på att när ny belysningsteknik uppstår finns effekter i form av att belysningen utomhus ökar i takt med att tekniken blir billigare och mer lättillgänglig (Fouquet & Pearson 2006). Det finns därför stor risk att belysningen kommer att spridas över allt större geografiska områden som tidigare varit obelysta, exempelvis när man bygger nytt (Jägerbrand et al. 2014; Kyba et al. 2014).

Artificiellt ljus ökar över jordens geografiska yta med en takt av 0–20 % per år, beroende av det geografiska området i fråga (Bennie et al. 2015b; Bennie et al. 2015c; Hölker et al. 2010a; Kyba et al. 2017b) men också över tiden när ljuset används eftersom man exempelvis belyser offentliga, kommersiella och privata utomhusmiljöer i allt högre grad och dessa ofta är belysta under dygnets alla mörka timmar (Faktaruta 1). Dessutom ökar ljusföroreningar från artificiella ljuskällor även över ljusets våglängder när man byter belysning från traditionellt använda ljuskällor såsom HPS eller lågtrycksnatrium (LPS) med gult monokromatiskt ljus och byter till mer vitt eller dagsljusliknande ljus (Gaston et al. 2013). Dock kan man få intrycket att ljuset minskar i exempelvis städer som ersätter gamla ljuskällor med nya när man studerar satellitdata (Kyba et al. 2017b). Detta beror på att satelliternas sensorer inte uppfattar ljus i våglängderna 400–500 nm (Kyba et al. 2015).

Faktaruta 1: Artificiellt ljus ökar:

- geografiskt
- tidsmässigt
- över ljusets våglängder

Bytet av ljuskälla från traditionella HG och/eller HPS-lampor till LED och en ökad användning av LED-belysning riskerar att ge fler miljöeffekter på omgivningen. Samtidigt ger den nya LED-belysningen många fördelar, förutom kostnads- och energibesparingar även bra teoretisk

synbarhet på grund av högre S/P-värden (dvs. kvoten mellan skotopiskt och fotopiskt ljusflöde, se exempelvis Fotios et al. (2005)) och därigenom, teoretiskt sett, ökad trafiksäkerhet och trygghet. På grund av de många fördelarna som finns med att använda LED-belysning finns anledning att studera närmare vilka specifika ekologiska effekter som den nya belysningen kan orsaka, samt hur dessa kan åtgärdas och under vilka förutsättningar och förhållanden LED-belysning ger negativa effekter.

5.1 Kunskapsläge om ekologiska effekter av artificiellt ljus

Biologiska effekter av artificiell belysning på djur och natur finns beskrivna från ett antal studier och har sammanfattats i flera kunskapssammanställningar (t.ex. Blackwell et al. 2015; Davies et al. 2014; Follestad 2014; Gaston et al. 2013; Hölker et al. 2010a; Hölker et al. 2010b; Lyytimäki et al. 2012; Rich & Longcore 2006; Schroer & Hölker 2016).

Trafikverket har tidigare finansierat en kunskapsöversikt med inriktning särskilt på effekter av artificiell belysning från trafik och vägar (Jakobi et al. 2011). Studierna visar att en lång rad arter från olika taxa kan påverkas. Olika typer av ekologiska effekter finns beskrivna för fåglar (Poot et al. 2008), fladdermöss (Stone et al. 2015), andra däggdjur (Beier 2006), groddjur (Buchanan 2006; Perry et al. 2008; Wise & Buchanan 2006), kräddjur (Perry et al. 2008; Perry & Fisher 2006), fiskar (Franke et al. 2013), insekter (Bruce-White & Shardlow 2011; Rieswijk 2014), djurplankton (Moore et al. 2000) samt växter (Bennie et al. 2016). Effekterna är i huvudsak negativa ur aspekter av hur evidensbaserade effekter på olika djur kan påverka exempelvis populationer, mortalitet eller överlevnad.

Ljus är av fundamental betydelse för de allra flesta terrestra djur- och växtarter; för deras syn och orienteringsförmåga, för fysiologiska processer, för anpassning till dygnets och årstidernas växlingar (Hölker et al. 2010b). För växter och organismer med klorofyll är ljuset själva grunden för att överleva i och med beroendet av fotosyntesen där ljusenergi omvandlas till kolhydrater som sen används i metabolismen. Ljus kan ha olika effekter beroende på vilka våglängder ljuset består av, ljuskällans styrka, ljusets riktning, polarisering, mängden spilljus, flimmer, etc. För de nattaktiva arterna (exempelvis de flesta däggdjur, groddjur och insekter) är det istället mörker eller svagt ljus som är av betydelse och där kan artificiellt ljus leda till oönskade effekter (Beier 2006).

Artificiellt ljus kan på olika sätt störa grundläggande fysiologiska funktioner, hälsa och biologiska klockor på liknande sätt som för människor, det kan leda till försämrat näringssök och kommunikation och en ökad predationsrisk och därmed till sämre reproduktion och överlevnad (Hölker et al. 2010b), se Tabell 1. Risk finns för negativa effekter på biologisk mångfald på alla organisationnivåer; populationer, artinteraktioner, artsammansättning och ekosystem (Gaston & Bennie 2014; Sanders et al. 2015; Swaddle et al. 2015). Ljutföroreningar har visats kunna äventyra vissa viktiga ekosystemtjänster, exempelvis misstänks ljutföroreningar kunna påverka pollinering av nattfjärilar (Knop et al. 2017; Macgregor et al. 2017).

Effekterna av artificiellt ljus är ofta komplexa eftersom ljuset kan framstå som attraktivt eller gynnsamt för vissa arter, men de ekologiska effekterna riskerar att ändå bli negativa, se Tabell 1. Vissa fågelarter får längre tid för sång och födosök i upplysta miljöer (Dominoni 2015), men detta kan i sin tur påverka deras konkurrenter eller bytesarter negativt. Ett annat exempel är när "ekologiska fällor" skapas av att djur lockas till vägbelysning där risken är stor att de blir påkörda, blir tagna av rovdjur eller dör på annat sätt (Canário et al. 2012; Verheijen 1960). Ytterligare ett exempel på komplexa effekter är hur kvällsbelysning förlänger växtsäsongen men samtidigt förhindrar lövfällande träd och buskar att fälla sina löv och gå naturligt i vintervila, vilket gör att de får svårare att klara exempelvis vinterns kyla (Bennie et al. 2016; Briggs 2006; French-Constant et al. 2016).

De samlade effekter av artificiellt ljus på arters ekologi är att det finns effekter på mortalitet och tillväxt men även på en rad andra viktiga aspekter som alla kan påverka ekosystemens biodiversitet (t.ex. Newport et al. 2014). Det är även tydligt att respons och påverkan av artificiellt ljus på arter kan skilja sig från art till art och beroende på det artificiella ljusets sammansättning och när på året påverkan sker (exempelvis Schroer & Hölker 2016). Även indirekta effekter förekommer men är ofta svårare att evidensbeläggas.

Tabell 1. Översikt över exempel på ekologisk påverkan från artificiellt ljus och hur påverkan kan ske.

Exempel på ekologisk påverkan från artificiellt ljus	Förklaring
Mortalitet	Djur dras till ljuskällor och blir dödade av olika skäl
Migration	Artificiellt ljus kan störa arters rörelsemönster, migration och orienteringsförmåga
Barriäreffekt och habitatfragmentering	Ljusskyende organismer undviker artificiellt upplysta områden
Överlevnad och tillväxt av populationer	Ökat/minskat födointag på grund av artificiellt ljus och påverkan på antal nya individer
Indirekt konkurrens	Artificiellt ljus kan gynna vissa arter på bekostnad av andra arter
Fenologiska ändringar och beteende	Artificiellt ljus kan få organismers biologiska klocka att spåra ur och leda till ändring av födosök, reproduktion och andra biologiska viktiga aktiviteter och beteenden, eller ekologiska årstidsprocesser som hos träd
Ekosystempåverkan	Förändring av nattlig pollinering, förändring av exempelvis konkurrens, mortalitet, överlevnad, fenologi, reproduktion, migration. Påverkar funktion, processer, ekosystemtjänster.
Kommunikationspåverkan	Artificiellt ljus kan störa djurs/organismers kommunikation
Hälsa	Ljus kan påverka olika typer av fysiologiska processer som påverkar hälsan

5.2 Kunskapsbrister

Olika arter uppfattar ljus på olika sätt vilket innebär att de ekologiska effekterna av artificiell belysning beror bland annat på belysningens våglängdsfördelning och ljusstyrka, samt eventuellt förekomsten av flimmer. Därför spelar det en stor roll vilken ljuskälla som används och vilken styrka och ljusflöde belysningen har. Generellt anses monokromatiskt eller nästintill monokromatiskt gul-orange utomhusbelysning, dvs. HPS och LPS, ge minst effekter, medan lampor med brett våglängdsspektrum och som är mer dagsljusliknande anses ha större potentiell ekologisk påverkan eftersom de möjliggör för organismer att exponeras för ljus vid fler våglängder (Gaston et al. 2012). Dessutom kan en större andel ljus i blå och ultraviolettera våglängder orsaka ekologisk skada och störningar på grund av känsligheten hos ekologiska och biologiska processer, exempelvis dygnsrytmen. LED-belysning innehåller inte UV-ljus men däremot blått ljus.

Tidigare kunskapssammanställningar har dock haft fokus på äldre typer av ljuskällor, såsom exempelvis HG, HPS, LPS och CMH och därför är effekterna av LED-belysning ännu dåligt kända (Jägerbrand 2015). Den LED-belysning som används i utomhusbelysning är oftast med huvudsakligen vitt-blått ljus och liknar därför dagsljusets våglängder mer än t.ex. HPS eller LPS. Det finns därför anledning att anta att organismer som exponeras för LED-belysning med denna sammansättning reagerar rent biologiskt och ekologiskt som att ljuset de exponeras för vore dagsljus eller månljus. Vilka konkreta typer av effekter detta har i fält på olika organismer eller ekosystem är ännu dåligt känt eftersom LED som ljuskälla är relativt nyintroducerad i

utomhusmiljöer. Man kan göra jämförelser med studier för andra typer av belysning till en viss del, men oftast är det svårt att kunna dra några säkra slutsatser om LED-belysningens ekologiska påverkan utifrån forskning gjord på andra ljuskällor.

Det saknas också samlad kunskap om effekterna specifikt på höga breddgrader, där belysningen är tänd mycket få timmar på sommaren eller inte alls, och istället en stor del av dygnet vintertid då många djur och växter är vilande. Dessa brister i tidigare kunskapssammanställningar gör att tidigare rekommendationer om val av belysning inte längre är helt aktuella.

5.3 Vad utgör betydande ekologiska effekter?

Betydande ekologiska effekter av utomhusbelysning kan exempelvis uppkomma när man använder utomhusbelysning i eller i närheten av känsliga naturmiljöer eller arter. En skada på miljön innebär exempelvis att arter som är skyddade och prioriterade enligt lagstiftningen (exempelvis art- och habitatdirektivet, EU 1992:92/43/EEC), påverkas negativt.

Miljöbalkens hänsynsregler (SFS 1998:808, 2 kap 3 §) lyder:

Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. I samma syfte skall vid yrkesmässig verksamhet användas bästa möjliga teknik. Dessa försiktighetsmått skall vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Miljöbalkens hänsynsregler medför i princip att ifall belysningsinstallationer och användning av utomhusbelysning bedöms medföra skada eller olägenhet på miljön måste försiktighetsmått vidtas. Det är därför viktigt att klarlägga vilka ekologiska och biologiska effekter som belysning generellt kan leda till, men speciellt avseende störningar på speciellt skyddsvärda eller utrotningshotade livsmiljöer, habitat och arter.

6 Mål & Syfte

Syftet med den här rapporten är

- att kartlägga påverkan av LED-belysning på djur och natur
- att identifiera särskilt känsliga djur eller organismer
- att identifiera under vilka förhållanden eller förutsättningar (områden/naturmiljöer), eller tider på året eller dygnet, en ekologisk påverkan kan förväntas ske
- att ge konkreta rekommendationer för val av nyare energieffektivare belysning (ljuskälla och utformning) för att minimera påverkan på djur och natur.

Rekommendationerna är särskilt anpassade till att vara tillämpbara i de nordiska länderna.

7 LED som ljuskälla

Trafikverket ansvarar för ungefär 200 000 belysningspunkter längs vägar, gator och infrastruktur och cirka 70 000 belysningspunkter i anslutning till järnvägsinfrastrukturen. Sveriges kommuner ansvarar för ytterligare ca 2,1 miljoner ljuspunkter (Hellman 2012) medan omfattningen av utomhusbelysning för privata och kommersiella fastigheter inte är helt känd. Olika typer av utomhusmiljöer kräver olika typer av belysning. Detta beror på att belysningen oftast väljs utifrån användarnas behov av exempelvis trygghet och tillgänglighet, såsom på torg, parker och i boendeyråder, men det finns även riktlinjer och miniminivåer som tillämpas i vissa fall, exempelvis avseende väg- och gatubelysning där trafiksäkerhet och synbarhet är viktiga aspekter som prioriteras.

Gatubelysning kan stå för höga energikostnader eftersom den är tänd många timmar per år (ca 4 000 timmar/lampa i genomsnitt i Sverige). För att reducera energikostnaderna och för att uppfylla kraven i och med Ekodesign direktivet (EU 2009/125/EG) har utomhusbelysningen genomgått stora förändringar under senare år när de gamla kvicksilverlamporna bytts ut. I framtiden kommer även HPS och andra ljuskällor att behöva bytas ut mot ny teknik allteftersom de blir uttjänta eller fasas ut i enlighet med Ekodesigndirektivet.

Eftersom LED teknik erbjuder många fördelar jämfört med de traditionella ljuskällorna är det troligt att det mesta bytet avseende utomhusbelysning blir till LED. Mycket utomhusbelysning på vägar, gator, gång- och cykelvägar, torg och i boendeyråder har redan blivit utbytt till LED. Eftersom teknologin runt LED-belysningen fortfarande är i stark utveckling är det stor chans att den redan utbytta belysningen kommer att bytas ut innan den är uttjänt, helt enkelt eftersom den ännu nyutvecklade LED-belysningen kommer vara billigare, effektivare och ännu bättre än den gamla.

Avseende påverkan på djur och natur så skiljer sig LED-belysningen från mer traditionell belysning i flera aspekter. Exempelvis har LED-belysningen bra tekniska förutsättningar för att dimras eller stängas av vissa tider på dygnet, LED-belysningen är mycket effektiv och både ljusstyrka och spektralvåglängd kan detaljusteras. Alla dessa aspekter bör leda till färre konsekvenser avseende påverkan på djur och natur eftersom man kan undvika, reducera eller styra påverkan i tid, rum och spektralfördelningen. Negativa konsekvenser för påverkan på djur och natur är att LED-belysningen har bred spektralfördelning och därmed påverkar fler arter/organismer, samtidigt som det finns risk för större påverkan på himlaglim (himmelsströljus) som kan påverka organismer över stora områden. En positiv aspekt är att LED-belysning bättre går att anpassa till människans seende och ifall detta görs kan undvika påverkan eventuellt undvikas på vissa organismer som är receptiva för våglängder som människor inte uppfattar så bra.

I detta kapitel behandlas varför LED som ljuskälla och belysning skiljer sig åt från traditionella ljuskällor samt hur detta kan ha betydelse för effekterna och mätningar på djur och natur. De olika aspekterna som har relevans för en ekologisk effekt behandlas under rubrikerna: ljusets spektralfördelning, ljuskvantitet, spatiell och temporal fördelning, ljusföroreningar och himlaglim.

7.1 Ljusets våglängdsfördelning och färg

Med spektralfördelningen av artificiellt ljus avses hur ljusets energi fördelas i olika våglängder (se Tabell 2) och enheten anges oftast i energimängd per area per våglängd av ljus, exempelvis $W/(Sr \cdot m^2 \cdot nm)$, dvs. watt per steradian³*kvadratmeter*nanometer, se exempel på våglängdsfördelning för olika ljuskällor i Figur 1.

Tabell 2. Ljusets spektralfördelning och de ungefärliga våglängdsbanden för varje färg.

Färg	Violett	Blått	Cyan	Grön	Gul	Orange	Röd
Våglängd (nm) ca	380–435	435–500	500–520	520–565	565–590	590–625	625–740
	Ultraviolett ca 10–400 nm						Infraröd ca 700–1 000 000 nm

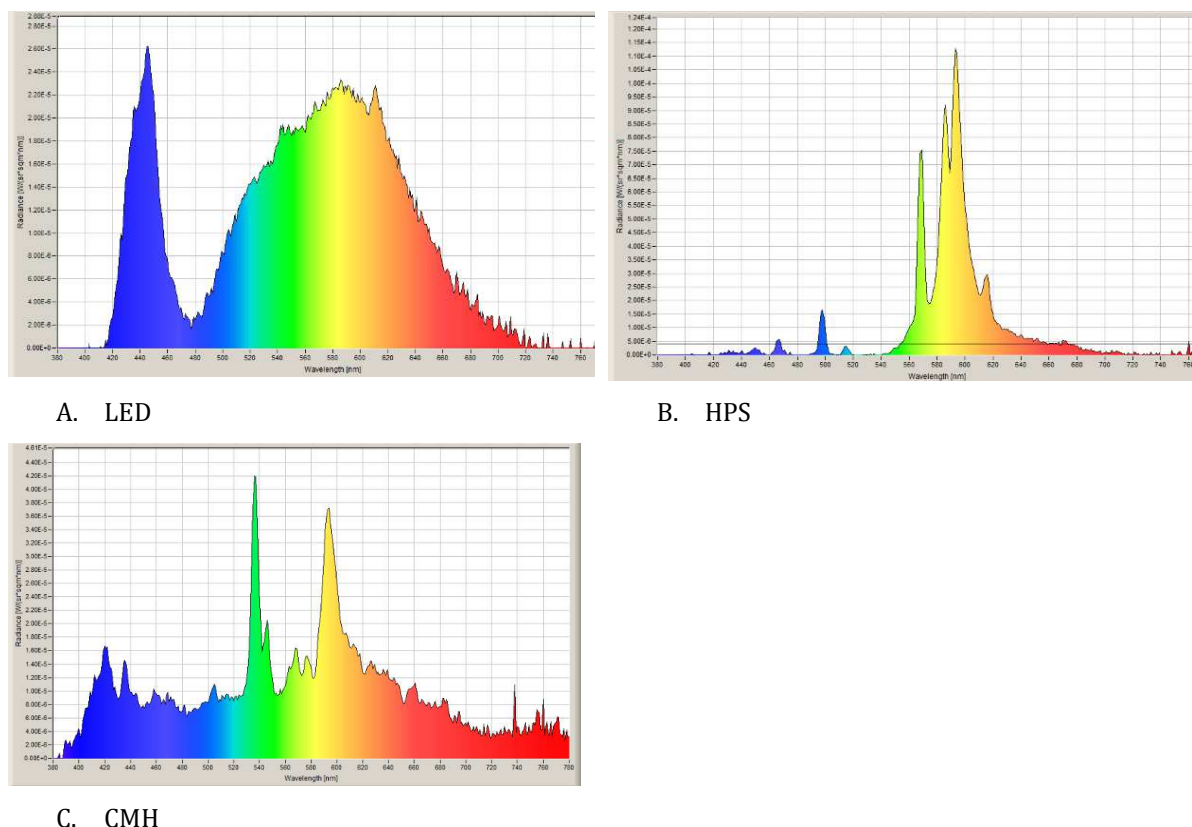
Ljuskällans egenskaper avgör hur energin distribueras i de specifika våglängderna, dvs. spektralfördelningen eller våglängdsfördelningen. Människans ögon uppfattar generellt ljus i våglängderna ca 400–700 nm (t.ex. Falchi et al. 2011). Det finns ett flertal studier gjorda över jämförelser av ljuskällors spektralfördelningar (Boyce 2009; Elvidge et al. 2010; Gaston et al. 2013) och även olika spektralfördelningars effekter på människors hälsa i och med påverkan på melatoninproduktionen av ljus i våglängder < 480 nm (Aubé et al. 2013) och ekologiska konsekvenser (Gaston et al. 2012; Gaston et al. 2014).

Den vanligaste använda LED-lampan utomhus är vit- och bredspektrum baserad med toppar i blått och grönt (Elvidge et al. 2010). Spektralfördelningen och färgen hos LED-belysningen styrs av vilka halvledarmaterial som används i lysdioden, exempelvis indiumgalliumnitrid (InGaN) ger blått ljus. Vitt ljus är fördelaktigt för synbarheten hos människor nattetid och erhålls genom additiv färgblandning, antingen genom att kombinera lysdioder med olika färgspektra eller genom att skapa dioder som dopats med olika halvledarmaterial som ger en blandning av ljus i olika synliga delar av spektrat.

För vit-dominerande lysdioder är det vanligaste att använda sig av blåstrålande chip (med en topp i ca 460 nm) och ett fosforbaserat lysämne som ger flouescens i grönt-gult-rött ljus, denna typ av diod har hög verkningsgrad och ett brett ljusspektrum, inklusive ljus i blått och UV-spektrat. Tillverkarna kan justera ljuskällans spektralfördelning och färgtemperatur genom att justera med halvledarblandningen som används för att skapa flouescensen i dioden. Lampor med brett våglängdsspektrum anses generellt ha större potentiell ekologisk påverkan eftersom de möjliggör för organismer att exponeras för ljus vid fler våglängder (Gaston et al. 2012).

Eftersom många djur och organismer kan se och reagera på betydligt fler våglängder än människan har möjlighet att uppfatta är det inte alltid så lätt att veta de exakta effekterna av det artificiella ljuset utifrån vad man som människa ser och noterar för effekter. Detta kan leda till felaktiga och direkt olämpliga belysningslösningar i känsliga miljöer och ge oönskade ekologiska effekter på t.ex. fåglar som kan ha extremt välutvecklat seende.

³ Steradian är SI-enheten för rymdvinkel (sr).



Figur 1. Exempel på våglängdsfördelning hos tre ljuskällor uppmätta i fält. A) LED 42 W (Philips ClearWay installerad 2013, 4114 K), B) HPS 50 W (Philips SGS203 installerad ca 1990–1995, 1712 K), C) CMH 35 W (Vattenfall Cobra Prismalence installerad 2008–2009, 3857 K). Mätningar utförda i Botkyrka oktober 2014 och 2015 med Jeti Specbos 1201 (JETI Technische Instrumente GmbH, Jena, Germany).

Den ökande andelen av blått ljus som finns hos de flesta LED befaras orsaka skada och störningar på grund av påverkan på ekologiska och biologiska processer, exempelvis på dygnsrytmen men detta har inte bevisats genom vetenskapliga studier i dagsläget.

Det finns även icke-visuella effekter på människans dygnsrytm av ljus. En viktig effekt är påverkan på melatonin som påverkar dygnsrytmen, också kallad cirkadianska rytmen. Ljusexponering på näthinnan och på ganglionceller som kallas ipRGCs (*Intrinsically photosensitive retinal ganglion cells*) minskar melatoninproduktionen (Ecker et al. 2010; Hardeland et al. 2006) och kan leda till svårigheter att sova men är även kopplat till exempelvis diabetes, övervikt och cancer (Aubé et al. 2013; Martinsons & Zissis 2014; Navara & Nelson 2007; Stevens 2009).

Melatonin gör att dygnsrytmen förstärks och får oss att lättare somna på kvällen. Lite förenklat påverkar ljuset på kvällen genom att hämma melatoninproduktionen, vilket innebär att dygnsrytmen påverkas och man får svårare att somna. Effekterna på melatonsuppressionen är dock beroende av belysningsstyrka, exponeringstid, tidpunkt för exponering och spektralvåglängdsfördelning (Aubé et al. 2013). Ljus som innehåller kortare våglängder (i blått och grönt ljus) kan utlösa eller förstärka melatonsuppressionen medan ljus i de längre våglängderna (dvs. gul, orange och röd) är mindre effektiv vid aktivering av melatonsuppression.

För människor kan man därför utnyttja det faktum att icke-visuella effekter av artificiellt ljus leder till att man blir piggare genom att anpassa inomhusbelysningen man exponeras för under dagtid. Exponering av artificiellt ljus under kvällstid och natt är dock inte att rekommendera eftersom det kan störa dygnsrytmen. Detta gäller speciellt sånt ljus som når näthinnan.

Det finns inte ett fastställt tröskelvärde för när det icke-visuella systemet kan bli aktiverat och många olika våglängder av ljus har möjlighet att påverka och aktivera melatoninsuppressionen (Aubé et al. 2013; Lucas et al. 2014). I en sammanställning gjord på uppdrag åt IEA (*International Energy Agency*) konstateras att halvledartekniken (*SSL, solid state lighting*) sannolikt inte kommer att ha en negativ inverkan på grund av icke-visuella effekter på människor men att en ökad användning av LED kan leda till en ökning av exponeringen, vilket indirekt kan öka de icke-visuella biologiska effekterna (Martinsons & Zissis 2014).

Även djur har melatonin som reglerar olika biologiska processer men dessa processer är inte alltid jämförbara med människans då de fysiologiska processerna och strukturerna där melatonin ingår skiljer sig mellan djurarter (Ekström & Meissl 2003). Exempelvis kan melatoninproduktionen styras direkt av fotoreceptorer som hos fisk och groddjur. Studier på abborre har påvisats att blått, grönt och rött ljus hämmar melatoninproduktionen men att blått ljus verkar ha mindre påverkan (Brüning et al. 2016). Den lägre påverkan av blått ljus på melatonin (ljus med kortare våglängder) förklaras genom att ljus i kortare våglängderna förekommer mer frekvent i de miljöer där abborren lever medan ljus i längre våglängder filtreras bort snabbare med vattendjup i vattnet.

Även nivå på belysningsstyrkan som påverkar melatoninsuppression kan skilja sig mellan djur och människor (se exempelvis för abborre i Brüning et al. 2016) och det är därför inte lämpligt att generalisera att belysningen inte påverkar djurs biologiska processer bara för att den inte rimligtvis bör påverka människans.

På grund av att LED-lampor innehåller mer blått ljus än andra ljuskällor befaras att de icke-visuella effekterna på människor, djur och organismer riskerar att öka när LED-belysningen ökar i frekvens och utbredning. Det är dock främst när man antingen sätter upp ny belysning eller byter från LPS eller HPS till LED som dessa ökade effekter riskerar uppstå. Det har därför föreslagits att de blåa våglängderna i utomhusbelysning ska filtreras bort, elimineras eller reduceras (Aubé et al. 2013; Falchi et al. 2011; Gaston et al. 2012).

Färgen hos det artificiella ljuset avgörs av betraktarens ögon och upplevelse av det, men går även att uppskatta via **färgtemperatur** (färgton) som mäts i °Kelvin (K). Generellt upplever människor att en ljuskälla med exempelvis 2 700 K har gulaktigt varmt ljus medan en ljuskälla med högre färgtemperatur, exempelvis över 5 000 K, upplevs som blåaktig med kallt ljus. Färgtemperaturen mäts genom en kromatisk jämförelse med svartkroppsutstrålning som styrs av Plancks strålningslag där det antas att den enda strålning som avges från kroppen är funktion av temperatur. För helt vita ljuskällor är färgtemperaturen ett mycket bra sätt att åskådliggöra ljuskällans spektralfördelning.

För ljuskällor som inte är nominellt vita används istället CCT (*correlated color temperature*), den korrelerade färgtemperaturen, som då bestäms utifrån den iso-temperatur enligt Plancks strålningslag som ligger närmast de kromatiska färgkoordinaterna för ljuskällan i fråga. För ljuskällor vars kromatiska färgkoordinater ligger långt bort ifrån de som anges med grund i Plancks strålningslag för svartkroppsstrålning fungerar det inte att använda CCT. Detta gäller till exempel LPS som vid mätning får negativ färgtemperatur. För ljuskällor som inte är nominellt vita, såsom den vanligast använda blå-vita LED som har dubbla spektrumtoppar är färgtemperatur inte ett korrekt eller optimalt sätt för att åskådliggöra färgton och spektralfördelning av ljuskällan men används trots detta eftersom det är mer praktiskt än att ange hela spektralfördelningen. Det går inte att dra några konkreta slutsatser om biologisk eller ekologisk påverkan av LED utifrån färgtemperaturen, men generellt har LED med hög färgtemperatur mer ljus i det blå spektrat, vilket inte anses som bra med tanke på den möjliga påverkan på melatonin produktionen.

Ett annat mått som ofta används för artificiellt ljus är **färgåtergivningen**, CRI (*color rendering index*). Färgåtergivningen utgår från fastställda färgprover i enlighet med CIE (Internationella kommissionen för belysning) och en referensljuskälla från en brinnande ljuskälla för ljuskällor <

5000 K och dagsljusliknande referensljuskälla för ljuskällor > 5000 K. Medelvärde för de första åtta färgproverna i CIE-systemet kallas CIE general colouring index och används ofta av tillverkare i marknadsföringen. Färgåtergivning mäts i Ra-index (*rendering average*) i skalan 0–100 där 100 är perfekt färgåtergivning. För en översikt av vanliga färgåtergivningstal se Tabell 3. Eftersom färgåtergivningen är baserad på medelvärdet av hur väl en ljuskälla återger ljuset på åtta färgprov i relation till en referensljuskälla kan ljuskällor som har samma färgåtergivning ha helt olika färger och spektralfördelningar. Även referensljuskällan kan variera och ger osäkerhet i uppskattningen av färgåtergivningen. Högt Ra-värde indikerar dock att ljuskällan återger ljuset relativt likt dagsljus och detta kan ha biologiska konsekvenser för organismer som har seende eller sensorer i detta (breda) spektra.

Tabell 3. Exempel på ljuskällor och deras färgtemperatur och färgåtergivning (källa: Boyce 2009).

Ljuskälla	Färgtemperatur (CCT), K	Färgåtergivning (CIE general colouring index), Ra-index
Brinnande ljus	2 500–2 700	100
Metallhalogen	3 000–6 000	60–90
Högtrycksnatrium	1 900–2 100	19–25
Vit LED	3 000–6 500	70–93

Skillnaden mellan LED-lampor jämfört med traditionella ljuskällor är att LED medför stora möjligheter att anpassa ljuskällans våglängdsfördelning efter tillverkarnas/konsumenternas krav, men också att man i dagsläget huvudsakligen använder dioder med ett brett färgspektrum vars dominanta våglängder är i blått och grönt-gult-rött men även inkluderar en viss del i ultraviolettera våglängder som en bieffekt av att dioden är blåstrålande med en topp i 460 nm. LED-belysning med hög färgtemperatur har ofta mycket blått ljus, medan lägre färgtemperaturer domineras mer av gult ljus. Höga färgåtergivningstal (Ra) indikerar att ljuskällan har dagsljusliknande egenskaper.

I praktiken säger dock inte färgtemperatur eller färgåtergivningstal speciellt mycket om vilken potentiell biologisk eller ekologisk påverkan en ljuskälla kan ha och det har därför föreslagits nya mätsätt baserade på vissa våglängders bandbredd för att bättre mäta ljuskällors effekter med hänsyn till melatonin påverkan, fotosyntesprocesser och stjärnhimlens synbarhet (Aubé et al. 2013).

Man bör därför alltid utgå från ljuskällans hela våglängdsfördelning om så är möjligt. Detta gäller i synnerhet nya typer av LED eller ljuskällor som kommer att komma i framtiden där få publicerade mätningar gjorts på spektralfördelningen. Även när ljuskällans spektralfördelning är känd kan den förändras med tiden. Exempelvis kan höga temperaturer eller onormala påfrestningar få LED-lamporna att förändra sitt färgspektra och förlora våglängder i det gula spektrat så att lamporna skiftar mera mot blått ljus över tid, vilket gör det viktigt att säkerställa att lamporna hålls under 80° C under sin livslängd (De Santi et al. 2015; Meneghini et al. 2009).

Lite förenklat kan man dock konstatera att det blå ljuset riskerar att leda till biologisk påverkan i och med att artificiellt ljus i dessa våglängder kan påverka dygnsrytmen vilket är känt hos till exempel människan. Det dagsljusliknande artificiella ljuset kan leda till ekologisk påverkan på organismer som har seende eller sensorer i dagsljusspektrat.

7.2 Ljuskvantitet (styrka)

Med ljuskvantitet (styrka) hos en ljuskälla avses i detta sammanhang energimängden av det utstrålande ljuset på en yta. Mängden utstrålande ljus (intensiteten) av en ljuskälla är ljusflöde, dvs. totala mängden ljus i en rymdvinkel, angett i enheten lumen (dvs. $\text{cd} \cdot \text{sr}$). Ljusflödet beräknas genom att summera ihop strålningsflödet för varje våglängd som är relevant för människans seende enligt en speciell modell som är baserad på det mänskliga ögats känslighet för olika våglängder. Detta omfattar spektralflöde i våglängderna 380–780 nm (Boyce 2009).

När det gäller energieffektivitet är det relevant att jämföra ljusutbyte för olika ljuskällor för att få ett mått på hur effektivt ljuskällan omvandlar energi till ljus. Ljusutbytet mäts i ljusflödet (lumen) per den elektriska effekten (watt) och har enheten lumen/watt (lm/W). Detta är dock inte speciellt relevant när det gäller biologisk aktivitet, eftersom det är mängden av energi (ljus/fotoner) som når eller upfattas av biologiska organismer som är relevant.

För att kunna jämföra ljuskvantitet mellan lampor eller ljuskällor i termer som har biologisk relevans behöver energimängden per (tvådimensionell) yta där ljuset faller in anges (Jägerbrand 2015). Belysningsstyrka i enheten lux och luminans i enheten cd/m^2 är de vanligaste och enklaste sätten att mäta artificiellt ljus och det är även i dessa SI-enheter som kraven på väg- och gatubelysning anges. Eftersom belysningsstyrkan är detsamma som lumen per kvadratmeter innebär användningen av denna enhet att man inte heller omfattar allt biologiskt relevant ljus. Samma sak gäller för luminans eftersom $\text{luminans} = E/q$, där E är belysningsstyrka (lux, eller lumen/m^2) och q är reflektionskoefficienten från ytan (van Bommel & de Boer 1980).

De våglängder som inte ingår i belysningsstyrka och luminans är $< 380 \text{ nm}$ och $> 780 \text{ nm}$. Dessa våglängder har icke-visuella men ändå biologiskt och ekologiskt relevanta effekter eftersom det finns djur som har seende eller sensorer i dessa våglängder (se exempelvis melatoninsuppression). Exempelvis många insekter och fåglar och däggdjur uppfattar ljus i UV-spektrat (dvs. 10–400 nm) och det finns djur som har påvisats ha infraröda sensorer av olika slag. Även människan påverkas av ljus i UV och ljus i det lägre våglängdsspektrat; förutom att hämma melatonin-produktionen och därmed påverka sömnen så kan icke-visuellt ultraviolett ljus vara direkt skadligt för ögat (Martinsons & Zissis 2014).

Eftersom varken belysningsstyrka eller luminans är ett optimalt mått på ljuskvantitet när det gäller biologiskt relevant artificiellt ljus använder biologer ofta istället PAR, dvs. *photosynthetically active radiation* som mäter antalet fotoner över de våglängder som finns i naturligt solljus (400–700 nm) i enheten W/m^2 eller PPFD, *photosynthetic photon flux density* ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ eller $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Det går att konvertera om PAR/PPFD till lux men det måste då göras med konverteringsfaktorer specifikt för varje ljuskälla. Skillnaden med PAR/PPFD och lux/luminans är att PAR/PPFD omfattar antal fotoner per ytenhet per tidsenhet medan lux och lumen är baserat på ihopsummerade energimängder utifrån det mänskliga ögats känslighet och seende för ljus i de olika våglängder. Det mänskliga ögats synbarhet och känslighet för olika våglängder skiljer sig dock ofta åt från djurens (Davies et al. 2013).

På grund av att olika våglängder av ljus påverkar djur olika och eftersom kvantiteten av artificiellt ljus uppmäts på sätt som inte inkluderar alla biologiskt relevanta våglängder måste våglängdsfördelningen av ljuskällan alltid beaktas mycket noga när man diskuterar och drar slutsatser av biologiska studier och forskning där resultat av olika ljuskvantiteter analyserats. Detta är speciellt relevant för LED-lampor eftersom deras våglängdsfördelning varierar utifrån vilka halvledarmaterial som använts i dioderna.

Många studier inom ekologiska effekter av artificiellt ljus är utförda utan att forskarna ordentligt redovisar vare sig våglängdsfördelning eller ljuskvantitet på ett sådant sätt att experimentet skulle gå att upprepa och det saknas då även grundläggande information om vilka effekter man kan förvänta sig att få på olika djur utifrån deras synbarhet av olika våglängder.

När varken våglängdsfördelningen eller belysningsstyrkan/luminans redovisas i enlighet med internationellt vedertagna riktlinjer och standarder som används för väg- och gatubelysning⁴ är det komplicerat att dra slutsatser om experiment som utförts har effekter som är realistiska att förvänta sig i verkligheten.

Anledningar till att fältexperimenten inte anger likvärdiga mätvärden skulle kunna vara att kunskapen om de internationella riktlinjerna saknas eller för att det helt enkelt är svårt att utföra liknande mätningar, exempelvis kanske stolphöjden är för låg och man antar att det inte bildas någon belysningsstyrka mellan ljuskällorna, till exempel när man antar att varje ljuskälla utgör ett replikat att studera. I vissa fall har man uppmätt belysningstyrka på någon nivå under ljuskällan men utan att ange informationen som krävs för att kunna göra beräkningar och "översätta" de vetenskapliga studierna till nivåer enligt de krav som gäller internationellt.

Belysningsstyrkor från 3,6 till 240 lux har använts i biologiska experiment av artificiellt ljus medan rekommenderade belysningstyrkan enligt CE-klassen för fordonstrafik och annan trafik i konfliktzoner såsom kommersiella gator, vägkorsningar med hög komplexitet, cirkulationsplatser och områden där det kan bli köer, med mera anges till mellan (CE5) 7,5 lux och (CE0) 50 lux i horisontell belysningsstyrka (medelvärde som räknats ut enligt standarden CEN 2016), medan vanligare belysta vägar (ej konfliktzoner) såsom i bostadsområden, och gång- och cykelvägar anges kraven i S-klassen, det vill säga mellan (S6) 2 lux och (S1) 15 lux (i horisontella medelvärden för belysningsstyrka (CEN 2016)). Belysning av vägar för motorfordon anges och mäts i luminans vilket inte brukar användas i biologiska eller ekologiska studier. Det är också mycket svårt att räkna ut luminans för att kunna jämföra med realistiska vägbelysningsförhållanden även om belysningstyrkan är känd eftersom reflektionen i experimenten kan variera mycket men oftast är okänd. För vägytor kan oftast antas att reflektionskoefficienten är 0,08–0,1 (Trafikverket & SKL 2015a).

För att bättre relatera ljuskvantiteter från artificiellt ljus såsom LED-lampor med naturligt förekommande ljus samt artificiellt ljus på vägar och gator räknas en rad exempel upp i Tabell 4. Hur ljus en källa uppfattas beror dock också på de omgivande förhållandena.

För 25 W LED-belysning på exempelvis gång- och cykelväg varierar den horisontella belysningsstyrkan mellan 1–3 lux och 7–10 lux beroende på var på vägbanan mätningen görs (Jägerbrand 2014) och därför kan de angivna medelvärdena variera signifikant. Den spatiella variationen hos utomhusbelysning kommer att behandlas under nästa underrubrik.

Ljuskvantitet hos LED-belysning på vägar och gator kommer att hålla samma nivåer som anges för traditionell belysning, exempelvis för CE-klassen 7,5–50 lux och för S-klassen exempelvis 2–15 lux i horisontellt uppmätt medelvärde på vägytan (CEN 2016). För andra typer av utomhusbelysning finns goda möjligheter att minska ljuskvantitet efter behov och tid på dygnet eftersom LED i betydligt större utsträckning än andra ljuskällor kan dimmas ned i effektnivå och även snabbt stängas av/på efter behov.

⁴ Lite förenklat används medelbelysningsstyrka eller luminansmedelvärde uppmätt horisontellt över körfälten i vägytenivå utifrån ett visst antal mätpunkter mellan två belysningstolparna utvalda systematiskt för att visa på variationen i parallellt och vertikalt mot belysningspunkterna.

Tabell 4. Ljuskälla/situation, belysningsstyrka (E) samt referens.

Ljuskälla/situation	Belysningsstyrka, E	Referens
Delvis soligt (molnigt)	50 000 lux	(Rich & Longcore 2006)
Molnig dag	1 000–10 000 lux	(Rich & Longcore 2006)
Belyst väg	10–40 ground level E i närheten av lamporna < 1 ground level E några meter från lamporna	(Gaston et al. 2014)
CMH-belysning GC-väg	3,22 lux, medelvärde horisontell mätning för 20 punkter mellan två stolpar, 70W CMH, för 3 vägsträckor.	(Jägerbrand 2014)
LED-belysning GC-väg	4,83 lux, medelvärde horisontell mätning för 20 punkter mellan två stolpar, 25W LED, för 10 vägsträckor.	(Jägerbrand 2014)
Belyst parkeringsplats	10 lux	(Rich & Longcore 2006)
Himlaglim	0,2–0,5 lux 0,001; 0,007; 0,014; 0,14 lux (beroende av plats)	(Gaston et al. 2014) (Kyba et al. 2017a)
Fullmåne under klar himmel	0,1–0,3 lux	(Rich & Longcore 2006)
Måne	0,05–0,2 lux maximal fullmåne vid mellan latituder	(Kyba et al. 2017a)
Superfullmåne	0,26 lux horisontellt 0,30 lux vinkelrätt från månen	(Kyba et al. 2017a)
Maximalt för fullmåne	0,3 lux	(Kyba et al. 2017a)
Kvartsmåne	0,01–0,03 lux	(Rich & Longcore 2006)
Klar natthimmel	0,001 lux	(Rich & Longcore 2006)
Molnig natthimmel	0,00003–0,0001 lux	(Rich & Longcore 2006)

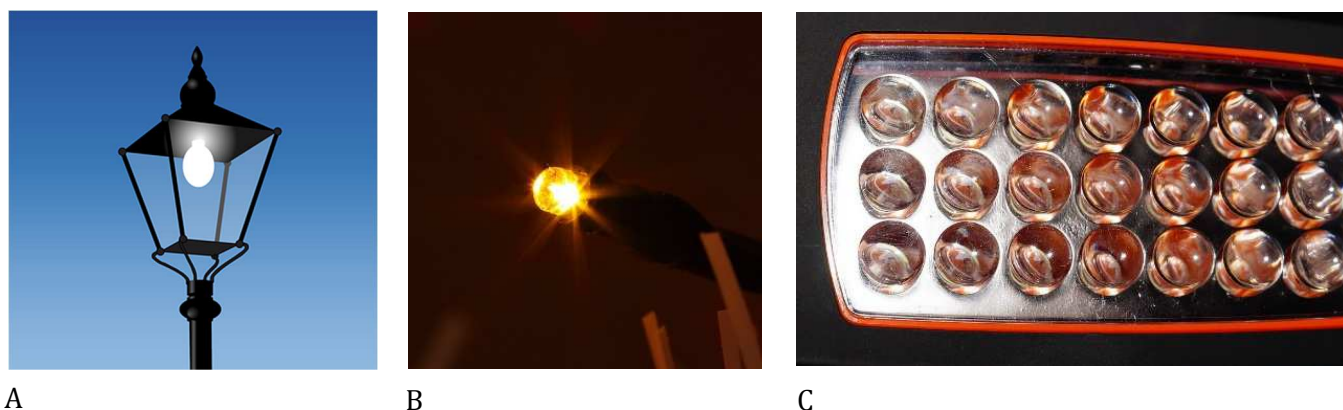
På grund av att ljuskällan åldras kommer den nyinstallerade ljuskvantiteten att sjunka. För att säkerställa att ljuset inte kommer att ligga under den rekommenderade nivån vid slutet av systemets livslängd har man från början högre belysningsstyrka än vad som krävs, genom beräkningar baserade exempelvis på en ljusbibehållningsfaktor. Med ett intelligent LED-system är det möjligt att kontrollera belysningsnivån för att säkerställa att det inte finns överbelysning i början (genom att minska nivåerna i början och öka dem vid slutet av livet). Intelligent belysning eller kontrollerad dimring sparar således inte bara energi under användningsfasen, utan kan även användas för att minimera överbelysning i det initiala stadiet och därmed minska risken för att ljusföroreningar och spilljus skall uppstå.

Sammanfattat så används olika enheter för att mäta ljuskvantitet från artificiella ljuskällor och eftersom de som vanligen används är anpassade till det mänskliga ögats känslighet vid olika spektralvåglängdsfördelningar används andra mått för att exempelvis uppskatta ljus som är relevant för fotosyntesen.

7.3 Rumslig fördelning

Med spatiell/rumslig fördelning avses hur det artificiella ljuset fördelas geografiskt och rumsligt. Själva ljuskällan från en traditionell lampa (rund) avger ljus i alla riktningar vilket betyder att man måste begränsa var ljuset hamnar (ljusets flödesriktning) genom att armaturen stoppar ljuset i oönskade riktningar och att resterande ljus reflekteras i lampan mot den riktning som är önskad, se Figur 2 A.

För att belysningen ska vara energieffektiv ska ljuset i lampan lysa upp det område man avser att belysa, exempelvis vägområdet för vägbelysning. För LED-belysning består lampan av flera dioder där riktningen på ljuset oftast är enkelriktad, så för att få en bra spridning på diodljuset används oftast linser, se Figur 2 B–C. Jämfört med traditionella ljuskällor har därför LED-belysningen bättre möjligheter att begränsa den rumsliga omfattningen av ljuset.



Figur 2. Ljuskällor och armaturer. A) traditionell ljuskälla och armatur som begränsar ljusets utstrålning. B) lysdiod, C) flera lysdioder med linser. Bilder från pixabay (Creative Commons CC0).



Figur 3. Bild som visar LED-belysning på gång- och cykelväg i naturmiljöområde, samt stolphöjd, stolpavstånd och vägbredd.

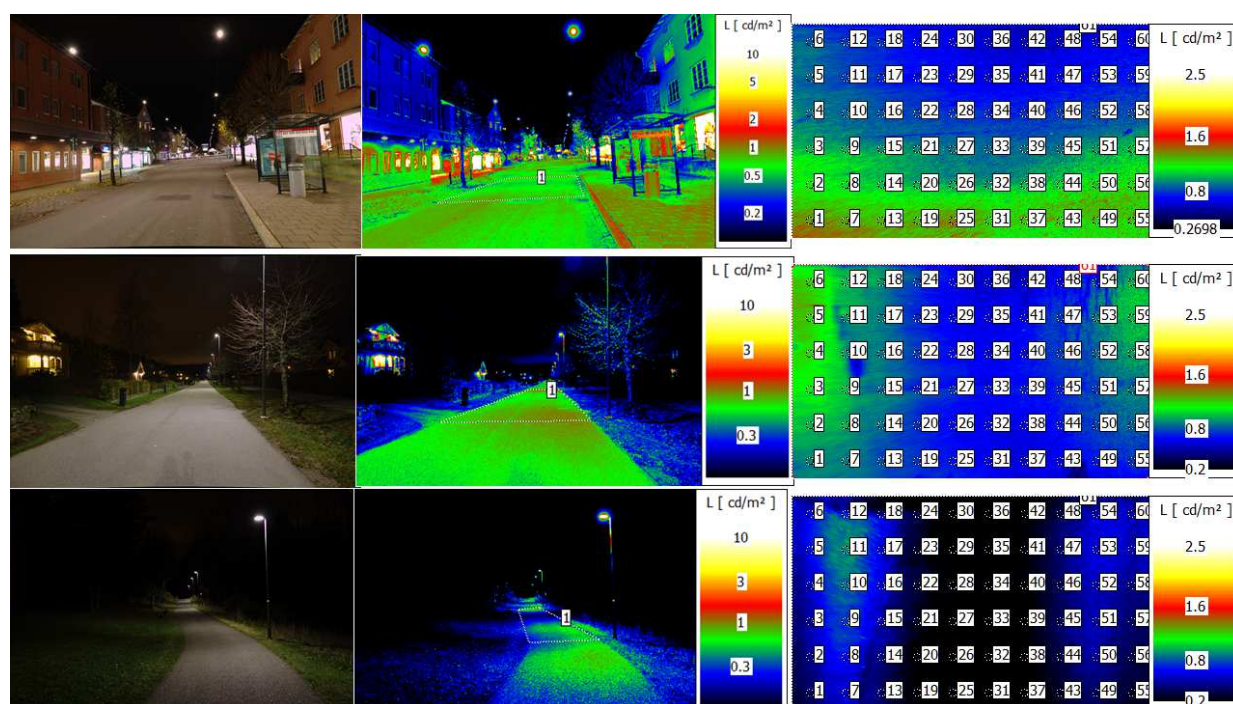
Fördelningen av ljuset och belysningstyrkan av ljuskällan bestäms utifrån effekt på lampan, stolphöjd och stolpavstånd, se Figur 3. För att bedöma ifall effekten på lampan är tillräcklig för att uppfylla kraven används även vägbredd som variabel när man väljer vägbelysning. Ljusbildningen på den horisontella ytan som belyses kan se väldigt olika ut beroende på ljuskälla, lins, armatur, riktning och effekt på belysningen. Även för belysning av samma ljuskälla kan

Ljusspridningen på horisontella ytan bli väldigt olika (Figur 4). I områden med belysning i omgivningen kan spilljus spridas in över ytan man tänkt belysa och de svarta partierna på den horisontella ytan kan vara olika stora och ha olika nivåer av luminans (Figur 4). Just de svarta partierna mellan belysningen som har väldigt låga belysningstyrkor har lyfts fram som potentiella refuger för djur som vill undvika belysta områden (Gaston et al. 2012).

Belysningens jämnhet på ytan regleras av minimivärden på luminanslikformighet för vägbanor (Trafikverket & SKL 2015a) och generellt är en högre jämnhet bättre eftersom det ökar synbarheten av vägytan och objekt.

På grund av LED-lampornas mindre storlek och högre luminans finns stor risk för att de orsakar bländning när de används som vägbelysning (De Almeida et al. 2014; Tashiro et al. 2015). Obehagsbländning ökar kontrastverkan och gör det svårare att se mörka bakgrunder i synlinjen vilket resulterar i lägre synbarhet för förare. För att reducera risk för bländning men även för att reducera mängden ljus som blir spilljus och leder till ljusstörning och ljusföroreningar har det tagits fram en rad olika typer av krav på belysningen och vilka gränser det finns för ljusets spridning i omgivningen.

I de svenska kraven för vägar och gators utformning (Trafikverket & SKL 2015a) finns exempelvis tröskelvärdesökning (TI), andel omgivningsljus och bländtalsmått för de situationer då inte TI kan tillämpas, se Tabell 5. I internationella sammanhang finns riktlinjer framtagna för att åstadkomma begränsningar i ljusföroreningar från ljuskällor i installationsfasen, såsom de som anges i krav på prestanda av CEN (CEN 2016), exempelvis maximum andel ljusstyrka i vinklar från armaturen nedan horisontalplanet. Internationellt finns även riktlinjer i rapporten "Guide on the limitation of the effects of obtrusive light from outdoor lighting installations" (CIE 2017).



Figur 4. Bilder av tre olika situationer med LED-belysning: i stadsmiljö (Fredsgatan i Nynäshamn), på gata i bostadsområde (Vretagårdsgatan i Botkyrka) och gång- och cykelväg (Tullingeberg i Botkyrka). Foton tagna med Canon EOS 550D (zoom 17-50mm, F2.8; F4, ISO100), 150 cm över marken (Jägerbrand 2016). Sista bilden visar de 60 mätpunkter som används för att beräkna luminansmedelvärde mellan belysningsstolparna.

Liknande riktlinjer och rekommendationer för att begränsa spridningen av onödigt ljus har även angivits genom BUG⁵-klassificering (IDA 2009) men även genom publikationer som tagits fram av IDA/IESNA⁶, dvs. *Model Lighting Ordinance* (IDA/IESNA 2011), samt genom "*Guidance notes for the reduction of obtrusive light*" (ILE 2005; ILP 2011).

Denna rapport utgår från kraven som ställs i Sverige (Trafikverket & SKL 2015a) men i rekommendationerna hänvisas till de övriga ovan angivna dokument när så är av relevans.

För biologisk och ekologisk påverkan kan den spatiella skalan ses i olika dimensioner från mikroskala, till lokala, regionala och större geografiska områden. Mikroskala är påverkan på liten yta, exempelvis i närheten av en belysningsstolpe, lokal skala kan handla om upplysta områden längs en väg eller i en liten ort där ljuset kan innebära en barriär för organismer som undviker ljus. Regional skala och större geografiska områden avser större belysta områden, städer och vägar där ljuset blir väldigt dominerande och lyser upp stora arealer. De upplysta områdena kan vara mer eller mindre sammanhängande som vid vägbelysning eller osammanhängande såsom vissa städer/byar eller belysningsanläggningar som ligger isolerat (exempelvis idrottsanläggningar).

Tabell 5. Olika krav och deras betydelse samt förkortning avseende bländning, omgivningsljus och avskärmningsklasser. Från Trafikverket & SKL (2015a).

Krav	Betydelse	Förkortning, enhet, engelskt namn
Tröskelvärdesökning	Tröskelvärdesökning är ett mått på synnedsättande bländningen från vägbelysningens armaturer.	(f_{TI}) TI, % <i>Threshold increment</i>
Omgivningsljus	Omgivningsljus, EIR, definieras som den lägsta kvoten (beräkningen görs för vägens båda sidor) mellan medelbelysningsstyrkan på en yta motsvarande körfältets bredd, direkt vid sidan av vägen och medelbelysningsstyrkan för det yttersta körfältet.	EIR (R_{EI}) <i>Edge illuminance ratio</i>
Avskärmningsklasser G-klasser	Ställer krav på graden av synnedsättande bländning från armaturer, G-klassens kriterier utgörs av krav på maximal ljusintensitet, uttryckt i cd/klm (enligt armaturens ljusfördelningskurva), i riktningarna 70, 80 och 90 grader från lodlinjen.	
Maximalt bländtal	Metod för att beräkna bländningstal på öppna ytor såsom torg, skolgårdar och bussterminaler där TI ej går att tillämpa på grund av geometri och observatörsplats.	GRL ($R_{G,L}$) <i>Glare rating limit</i>
Bländtalsindex	Används för att ställa krav på graden av obehagsbländning för armaturer avsedda för GC-vägar.	

För att möjliggöra rörelser inom landskapet hos arter som undviker ljus kan det krävas mörka sammanhängande områden eller korridorer. Detta gäller speciellt fladdermöss som rör sig över stora områden och där det finns exempel på arter som föredrar att förflytta sig i områden med så låga ljusnivåer som 0,04 lux (Stone et al. 2015).

⁵ The BUG System—A New Way To Control Stray Light from Outdoor Luminaires, Specifier Bulletin for Dark Sky Applications, 2009 (vol 2, issue 1).

⁶ The International Dark-Sky Association (IDA) & the Illuminating Engineering Society of North America (IESNA)

Riktlinjerna som tillämpas i Sverige och de flesta andra länder avser att begränsa bländningsgrad och störande ljus från enskilda ljuskällor, dvs. de tillämpas i planeringsskedet och på den lokala skalan. Det görs således normalt sett ingen bedömning för att begränsa eller reducera kumulativa effekter av ljusföroreningar på landskapsnivå eller för att reducera effekterna inom avgränsade geografiska områden. Inga krav eller riktlinjer för belysningen eller ljusföroreningar finns i dagsläget avseende att bedöma den totala upplysta ytan ur perspektivet av betydande miljöpåverkan, inte ens i närheten av skyddade naturmiljöområden.

Riktlinjer för begränsad geografisk spridning av ljusföroreningar i olika typer av zoner och känsliga områden har dock tagits fram i andra sammanhang, exempelvis i *"Guidelines for outdoor lighting for low-impact lighting™"* (Dick 2016), CIE-rapporten *"Guide on the limitation of the effects of obtrusive light from outdoor lighting installations"* (CIE 2017) och även i *"Model Lighting Ordinance"* (IDA/IESNA 2011).

Det finns även metodik för att mäta och kvantifiera ljusföroreningar inom geografiskt avgränsande områden (Cinzano & Falchi 2014) och uppskattningar av ljusföroreningarnas globala utbredning (Cinzano et al. 2001; Falchi et al. 2016).

Att begränsa eller ändra ljusflödet är ett effektivt sätt att begränsa möjlig ekologisk påverkan på organismer (både direkt och indirekt via ljusföroreningar) från artificiellt ljus.

Ljusflöde, ljusstyrka eller luminans per kvadratmeter area har därför föreslagits som indikatorer för att uppskatta den artificiella belysningens ekologiska effekter, dvs. lumen/m² (lux) eller luminans per kvadratmeter (cd/m²) (Jägerbrand 2015), men även W/m² per tid skulle vara lämpligt. Det finns flera sätt att rent praktiskt begränsa ljusets spridning och detta kommer att beskrivas mer i kapitlet om rekommendationer (kapitel 12).

Sammanfattat så har LED-belysning mer riktat ljus som innebär större möjligheter att begränsa ljusspridning i oönskade områden men samma egenskap ger även högre risk för bländning jämfört med traditionella ljuskällor. Det finns svenska och internationella vedertagna riktlinjer för att begränsa bländning och ljusföroreningar på den lokala skalen (vid planering av enstaka belysningspunkter). Det saknas däremot riktlinjer och krav som utgår från att begränsa ljusföroreningar utifrån ett landskapsperspektiv men även krav för att begränsa påverkan inom avgränsade geografiska områden samt riktlinjer och krav för att förhindra påverkan av artificiellt ljus på känsliga naturmiljöer och arter.

7.4 Temporal fördelning

För att begränsa tid och ljuskvantitet när belysningen används är LED-tekniken betydligt bättre lämpad för exempelvis dimringsschema eller reduceringar av effektnivå för hela installationer än jämfört med exempelvis HPS, LPS eller CMH. Att förändra användningsmönstret hos belysningen har föreslagits som en av flera möjliga åtgärder för att minska energiförbrukningen (Boyce et al. 2009). Eftersom effektnivå och miniminivå för väg- och gatubelysning utgår från ett visst trafikflöde och hastighetsgräns finns hög potential att styra belysningen i högre utsträckning än idag och samtidigt spara energi och undvika oönskade miljöeffekter och ljusföroreningar, utan negativa effekter på trafiksäkerheten (se exempelvis Jägerbrand 2016).

Rent praktiskt kan styrsystemen hos belysningen styras av en inbyggd solkalender (astronomiskt ur), via en extern styrsignal, exempelvis ett ljusrelä, eller styras centralt. Nattsänkning kan användas i armatur eller belysningscentral så att belysningsstyrkan blir lägre under tider med lågt trafikflöde eller behov. Det finns även möjligheter att ändra konstantljusflödesfunktionen så att ljusflödet sänks till kravnivå och sedan ökas successivt för att kompensera för överdimensioneringen. Det rekommenderas av Upphandlingsmyndigheten att kräva styrsystem vid upphandlingen och motivet är bland annat att möjliggöra konstantljusflödesfunktionen (Upphandlingsmyndigheten 2018).

För att begränsa de ekologiska konsekvenserna av artificiell belysning skulle man kunna sänka belysningen vid tidpunkter som anses kritiska för biologiska aktiviteter, exempelvis vid tidpunkter som är viktiga för reproduktion, mortalitet, migration, födosökning (Gaston et al. 2012). Detta kan dock vara svårt eftersom det finns stor variation mellan och inom arter, taxonomiska grupper och även geografiska områden. För vissa djur och organismer är det timmarna efter skymning och före gryning som är mest kritiska men det kan också vara samma tidsperioder som trafikflödet är som högst och då det anses vara viktigt att belysningen är tillräcklig för att sänka risken för trafikolyckor. Denna rapport fokuserar på det som är relevant ur svenska och/eller nordiska förhållanden ur dessa aspekter.

LED-belysning har bättre förutsättningar för att kunna regleras temporärt vilket skapar förutsättningar för att spara energi och minska miljöpåverkan då belysningen kan detaljstyras i tid och i ljuskvantitet (dvs. genom dimring).

7.5 Ljuföroreningar och himlaglim

Artificiellt ljus som ger oönskat eller onödigt ljus kallas ljuföroreningar. Ljuföroreningar förekommer på olika spatiella skalor (lokalt, regionalt, globalt) och med en rad olika effekter. Exempelvis kan himlaglim (även kallat himmelsströljus) uppkomma och som består av ljus på himlen över en stad eller tätbebyggda områden. Oönskat ljus kan även uppkomma när belysningen lyser in i bostäder eller på objekt som inte skall belysas. Bländning kan uppstå som en oönskad ljuseffekt som kan leda till synnedsättning, stora kontraster eller minskad ljuskomfort. Ljuföroreningar är inte alltid synliga för blotta ögat. Exempelvis kan en 10 % ökning av luminansen över de naturliga värdena gå obemärkt av människor (Hollan 2009).

När det gäller ekologisk påverkan i form av ljuföroreningar definieras det som: *"artificiellt ljus som ändrar de naturliga mönstren av ljus och mörker i ekosystem"* (Rich & Longcore 2006). Ekologisk påverkan från artificiella ljuskällor omfattar ljuset från fasta installationer men även effekter av rörliga ljuskällor såsom bilar eller flygplan men även temporära installationer såsom julbelysning. Ljuföroreningar används generellt om alla typer av oönskat ljus. Rapporten särskiljer mellan ljuföroreningar som främst leder till synnedsättning av natthimlen i form av himlaglim (se Figur 5) och en mer lokal påverkan som kan ha ekologiska och biologiska effekter.



Figur 5. Himlaglim vintertid i Gustavsberg centrum, Värmdö.

Inte alla ljuskällor utomhus bidrar till ljusföroreningar i termer av himlaglim men de kan ändå ha ekologisk påverkan. För att separera ljusföroreningar med ekologisk påverkan från de med enbart astronomisk påverkan brukar man benämna de senare "astronomiska ljusföroreningar".

Det är i dagsläget inte känt/bekräftat att det existerar ekologiska eller biologiska effekter av himlaglim men det finns forskning som visat att den afrikanska skalbaggen *Scarabaeus satyrus* använder sig av stjärnhimlen för sin orientering (Dacke et al. 2013; Foster et al. 2017). Denna skalbagge är i dagsläget den enda organism som man har kunnat påvisa orienterar sig efter vintergatan medan stjärnhimlen används av exempelvis fåglar för navigation. En ekologisk effekt av att mörker försvinner på grund av himlaglim innebär därför att det blir svårare för djur att orientera sig efter stjärnhimlen.

Utifrån de ljusnivåer som organismer kan påverkas av ljus är slutsatsen att himlaglim kan påverka exempelvis träd och växter, leddjur, fiskar, groddjur, och eventuellt reptiler (Schroer & Hölker 2016). Avseende nattaktiva insekter så kan de vara 100–1000 ggr så känsliga för ljus som liknande insekter och det finns arter som har färgseende vid så låga nivåer som 0,0001 cd/m² (för att möjliggöra effektiv nattpollinering).

Belysningsstyrkan hos himlaglim varierar utifrån en rad olika faktorer såsom avstånd till himlaglimmet, väderförhållanden och hur mycket ljus som reflekteras upp, samt karaktären hos ljuset som reflekteras, men även reflektionen hos omgivningen och i himlen spelar in. Ifall det är molnigt eller dimmigt kan ljuseffekterna av himlaglim förstärkas (Kyba et al. 2011; Kyba et al. 2012) och därmed orsaka ljusföroreningar på stora avstånd även utanför urbana miljöer; exempelvis så ökade himmelluminansen med 2,8 gånger på ett avstånd av 32 km från centrala Berlin (Kyba et al. 2011).

Himlaglim har uppskattats till mellan 0,001–0,5 lux (se Tabell 4), vilket innebär i praktiken att himlaglim kan ha samma "belysningsstyrka" som månen. Månsken är typexempel på naturligt ljus som djur har anpassat sig till och kan påverkas av och de allra första studierna om hur ljus på natten påverkar djurens ekologi gjordes just genom observationer av påverkan av månsken (Beier 2006). I områden med himlaglim som är på samma nivåer som månsken finns därför mycket starka belägg av ekologisk påverkan på många olika typer av djurgrupper.

Därför är det relevant att i denna rapport även behandla LED-belysningens effekter på astronomiska ljusföroreningar och himlaglim i jämförelse med traditionella ljuskällor. Astronomiska ljusföroreningar sker när oönskat ljus riktas uppåt eller blir reflekterat uppåt och leder till att natthimlen ökar i ljushet, också kallat himlaglim. Himlaglim uppstår när ljuset i atmosfären sprids genom atmosfären och genom damm, vatten och gasmolekyler för att slutligen reflekteras tillbaka till jordens yta. Denna ökningen av ljusheten hos himlen leder till minskad synbarhet av himlen, stjärnor och andra astronomiska kroppar. Generellt kommer 80–90 % av himlens ljushet från belysning medan övrigt kommer från reflektion från exempelvis ljusa ytor (Falchi 2011).

Eftersom spektralfördelningen av LED-belysning är mer dominerande i det blå spektrat och dessa våglängder sprids och reflekteras mer i atmosfären än exempelvis gult ljus, kan himlaglimmet öka potentiellt med 10–20 % när HPS lampor ersätts med LED (Bierman 2012). En ökning av himlaglim upp mot 300 km upp i atmosfären verkar ske även fast det blå-rika ljuset minskar med avstånd från källan (Luginbuhl et al. 2014). Samtidigt visar simuleringsmodeller att ett byte till LED-belysning med en rad olika karaktärer (spektralfördelningen och ljuskvantitet samt väderförhållanden) generellt minskar himlaglimmet (Kinze et al. 2017). Samma simuleringsstudie visar dock att när spektralfördelningen viktas för att bättre representera mänskligt seende genom skotopiskt seende (mörkerseende baserat på stavarna) hos en observatör skedde både minskningar och ökningar av himlaglimmet beroende på LED-belysningens egenskaper (Kinze et al. 2017).

Sammanfattat så har LED-belysningen potential att ge ökade nivåer av himlaglim på grund av ökad andel blått ljus men att detta inte är helt bekräftat idagsläget. Himlaglim kan ha ljusnivåer på samma nivå som månsken och förstärkas med molntäcke och kan då nå naturmiljöer utanför urbana miljöer. Även de låga ljusnivåer som kännetecknar himlaglim kan påverka organismer ekologiskt och då speciellt sådana arter som är extra känsliga. Den största ekologiska påverkan av himlaglim sker troligen på djur som skyr ljus (exempelvis vissa fladdermöss) eller djur med hög ljuskänslighet (exempelvis nattaktiva insekter).

7.6 Flimmer

Flimmer är ett samlat begrepp för att ljus varierar styrka i tid, exempelvis som ljusmodulationer som uppstår på grund av växelspanning, men flimret kan även bero på hur tekniken konverterar elektricitet till ljus. Flimmer kan antingen uppfattas visuellt eller icke-visuellt. Det icke-visuella flimret kan ha biologiska effekter som man inte är medveten om och har uppmärksamats speciellt i samband med inomhusapplikationer av belysning. Alla ljuskällor kan flimra men storleken på flimret (dvs. pulsfrekvensen) och mänskliga synbarheten (visuella seendet) av flimret beror på en lång rad faktorer såsom teknologin och vilken ljuskälla det är, samt mänsklig känslighet och individuell perception för flimmer. Lågfrekvent flimmer kan orsaka epilepsi hos känsliga människor och flimmer kan orsaka huvudvärk, trötthet, ögonbesvär, migrän och stresssymptom (US Department of Energy 2013).

LED-lampor har mycket stor variation i flimmer jämfört med traditionella ljuskällor (US Department of Energy 2013). Variationen i flimmer som påvisats hos olika fabrikat av LED-lampor överstiger den som har hittats i traditionella ljuskällor. Medan vissa LED-lampor uppvisar mycket lite flimmer kan andra ha lampor uppvisa stor variation i flimrets amplitud och form. LED-belysning flimrar främst som en funktion av transformatorn och speciellt när de dimras eftersom strömförsörjningen då modifieras. När strömförsörjningen till LED-lampan bryts stängs lampan av utan tidsfördröjning och slutar emittera ljus, vilket leder till att flimrets karaktär är "av-och-på".

Flimmer brukar inte redovisas eller rapporteras vid försäljning av belysning men har traditionellt uppmätts genom flimmerindex eller procent flimmer. Procent flimmer är mer välkänt och enklare att räkna ut men flimmerindex tar bättre hänsyn till hur flimret ser ut i sin fördelning över tid (pulsfrekvensen). I dagsläget utvecklas ny metodik för att bättre kunna mäta flimmer eftersom varken flimmer index eller procent flimmer fångar upp flimmerfrekvens. I de fall där man undersökt flimmer hos LED-lampor har man inte hittat några samband mellan vissa typer av LED-produkter och förekomst av flimmer (US Department of Energy 2013).

I inomhusmiljö, där det antas att flimmer kan ha effekter på människors hälsa, rekommenderas att använda produkter med mycket lite flimmer. Kritisk flimmerfrekvens är läget då flimret går från att vara pulserande till att ljuset uppfattas som ett konstant sken. För människor är den kritiska flimmerfrekvensen cirka 60 Hz medan den för djur kan variera exempelvis beroende på art och ifall de är nattaktiva eller dagaktiva (Inger et al. 2014). Kritiska flimmerfrekvensen för djur verkar även påverkas av ljusets styrka och kan således variera en hel del under naturliga förhållanden.

Sammanfattningsvis förekommer mer variation för flimmer för LED-lampor än för traditionell belysning.

7.7 Polarisering

Polarisering av ljus uppstår när det opolariserade ljuset når en yta och förändras. Exempelvis naturligt och opolariserat solljus polariseras när det går igenom jordens atmosfär och färdas genom atmosfärens gaser, aerosoler, vatten och iskristaller. Naturlig polarisering av ljus sker när solen eller månens ljus går igenom atmosfären och hydrosfären och när ljusreflektioner uppstår

mot vattenytor och icke-metalliska ytor såsom exempelvis vegetation, stenar och jord. Artificiell polarisering kan ske när ljuset reflekteras mot asfalt eller andra typer av ytor. Det är inte känt huruvida LED-belysning skulle kunna orsaka mer, mindre eller annorlunda ljusföroreningar eller fenomen kopplade till polarisering i jämförelse med traditionella ljuskällor.

8 Ljus uppfattas olika och påverkar olika beroende på art

Djurs seende har utvecklats då de anpassat sig till en rad olika ljus- och miljöförhållanden och man kan därför inte anta att djur generellt har samma seende som vi människor har, avseende exempelvis färguppfattning, flimmer och ljusintensitet.

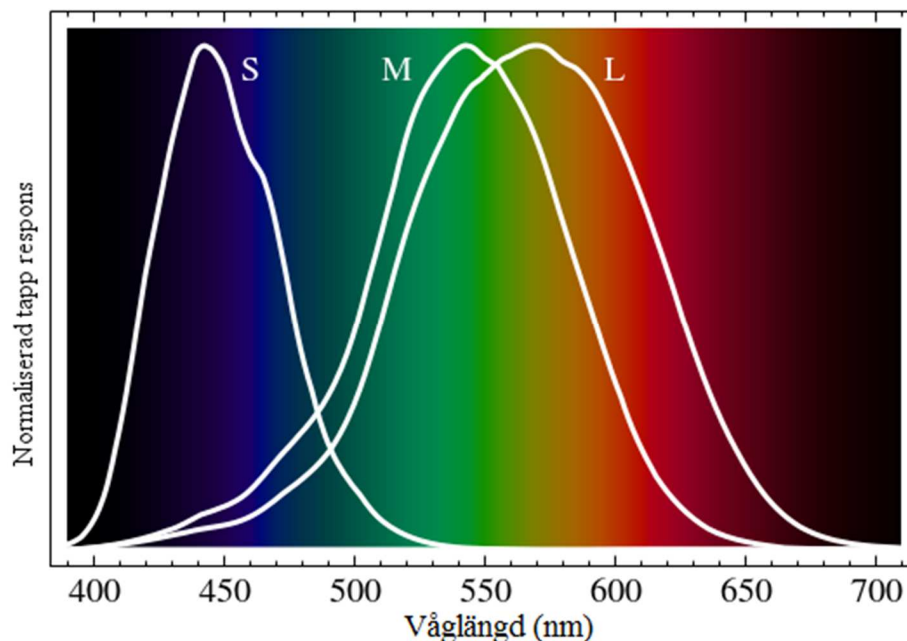
Olika djurarter uppfattar ljus på olika sätt beroende på ögats och synsinnets konstruktion (Jacobs 2009). Bland annat varierar känsligheten för ljus beroende på ljusets ingående våglängdsfördelning, ljusstyrkan, exponering (dvs. styrka, avstånd, vinkel, tid), eventuell polarisering och ifall det är temporärt eller flimrande ljus. Ögats ljuskänslighet kan variera mellan olika djurgrupper. Variation finns även beroende på utformningen av *tapetum lucidum* som är ett reflekterande lager vävnad innanför näthinna. Även växter påverkas på olika sätt av ljus med olika våglängder (Bennie et al. 2016). Det kan vara viktigt att känna till dessa skillnader för att på rätt sätt kunna anpassa LED-belysning för att minimera dess ekologiska effekter.

8.1 Däggdjur

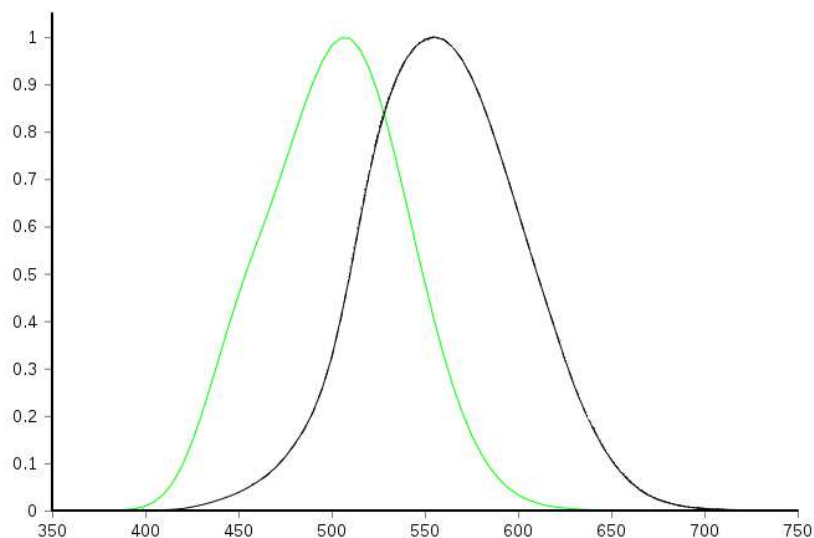
Däggdjur har två typer av ljuskänsliga celler i ögats näthinna, tappar och stavar. Stavarna används främst i svagt ljus såsom i mörker och är mycket ljuskänsliga medan tappar används under goda ljusförhållanden och ger hög synskärpa. Beroende på vilken typ av tappcell som finns i ögat innehåller de pigment som ger känslighet för ljus i olika våglängder. Detta avgör hur bra färgseende djuret har under goda ljusförhållanden.

Dagaktiva däggdjur, såsom människan och andra primater liksom många ekorrar, har ett förhållandevis bra färgseende och god synskärpa för att urskilja detaljer och former via det tappbaserade seende, dvs. det fotopiska seendet. Människans fotopiska seende har tre känslighetstoppar i färgkänslighet (s.k. trikromatiskt färgseende); för blått (S står för korta våglängder, short), grönt (M, medellånga våglängder) och gult/rött ljus (L, långa våglängder) (Neitz & Neitz 2008), se även Figur 6. Tapparna har tre olika pigment som har känslighet för olika våglängdsspektrum: S-tappen är verksam mellan 400 och 500 nm, M-tappen är verksam mellan 450 och 630 nm och L-tappen är verksam mellan 500 och 700 nm. De har maximal känslighet för ljuset vid olika våglängder som man kan se i Figur 6.

Det fotopiska seendet används under bra ljusförhållande (över ca 3 cd/m²) medan skotopiskt seende baseras på stavarna i ögat och används under betydligt mörkare förhållanden såsom i totalt mörker, dvs. under 0,001 cd/m² (Boyce 2003). Det skotopiska seendet är mycket ljuskänsligt men innebär också att man inte kan se färger (monokromatiskt färgseende) och har svårt att se detaljer. I ljusmiljöer som ligger mellan dagsljusliknande och mörker använder ögat mesopiskt seende vilket är en kombination av både fotopiskt och skotopiskt seende (dvs. i intervallet mellan ca 0,001–3 cd/m²). En jämförelse mellan känsligheten för olika våglängder i det fotopiska respektive skotopiska seendet visas i Figur 7.



Figur 6. Normaliserad respons för våglängdsspektra för tapparna i mänskliga ögat. Kurvan är baserad på monokromatiskt stimuli. Vertikal axis visar normaliserad (relativ) tapp respons. Figur anpassad efter källa i wikipedia commons ⁷, baserat på Stockman & Sharpe (2000)⁷.



Figur 7. Det mänskliga ögats känslighet vid olika våglängder vid olika seende. Svart linje är fotopisk ljuskänslighet baserad på CIE 1931-standard (CIE 1932) och grön linje är skotopisk ljuskänslighet. Topparna visar maximal känslighet. Horisontell axis är våglängd i nm. Vertikal axis är relativ känslighet. Figuren är anpassad efter ursprungskälla i wikipedia commons (Creative Commons CC0 1.0 Universal Public Domain Dedication).

De flesta däggdjur, förutom primater och människor, har dock ett mer förenklat färgseende med bara två känslighetstopp (dikromatiskt färgseende) för dagsljuseende och dessa djur har därför inte möjlighet att urskilja lika många färgnyanser som människor (Kelber et al. 2003). Många av dessa däggdjur är mer eller mindre nattaktiva. Man kan beskriva det som att dessa

⁷ <http://cvrl.ucl.ac.uk/cones.htm>

djur är färgblinda för rött och grönt då de endast har två färgtappar med känslighet för ljus i korta våglängder (dvs. blått och UV-ljus, S-tapp: $\lambda_{\max}$ violett 420–440 eller $\lambda_{\max}$ 365 nm) och långa våglängder (dvs. rött och grönt, L-tapp: $\lambda_{\max}$ 500–565 nm) (Bowmaker 1998). Många däggdjursarter, exempelvis rovdjur och klövdjur, har dock en syn som sträcker sig in i UV-spektrat (Douglas & Jeffery 2014). Det finns även djur som har monokromatiskt färgseende. Jämfört med exempelvis dagaktiva fiskar, reptiler och fåglar har däggdjuren även färre tappar i näthinnan och därför inte lika bra synskärpa och dagsljusseende.

Däggdjur har hög variation när det gäller antalet tappar mot stavar; från 1:200 hos de flesta nattaktiva arter upp till 20:1 hos några få dagaktiva arter (Peichl 2005). Natt- och skymningsaktiva däggdjur har generellt sett betydligt större känslighet för låga ljuskvantiteter jämfört med människan, vilket gör att de kan se i mycket svagt ljus, men samtidigt kan de nästan förblindas av ett plötsligt starkt ljus såsom en passerande bil (Beier 2006). De har också en mycket god förmåga att urskilja rörelser, men är sämre på att se detaljer och former. Detta beror på att natt- och skymningsaktiva däggdjur har utvecklat sin skotopiska syn till nattliga ljusförhållanden eller skymningsförhållanden. De har även *tapetum lucidum*, ett skikt med vävnad som reflekterar synligt ljus tillbaka genom näthinnan och ökar synbarhet i dåliga ljusförhållanden (Ollivier et al. 2004). Förekomst av *tapetum lucidum* ökar mörkerseendet och gör att djuren kan se bättre i mörker och uppfatta små mängder ljus som vi människor inte skulle uppfatta. Dagaktiva däggdjur saknar *tapetum lucidum*. *Tapetum lucidum* eller vävnader med samma funktion som *tapetum lucidum* återfinns hos äkta benfiskar, fladdermöss, rovdjur och även hos kreatur såsom ko, får, get och häst. De biologiska effekter från ljus som påvisats på däggdjur visar att det finns påverkan vid konstanta ljusförhållanden om 1–2 lux på reducerad nattaktivitet av hjorträttor och storörade möss (Gaston et al. 2013). Även exponering för små mängder ljus⁸ har i kontrollerade experiment visat sig ha signifikant inverkan på dygnsrytm hos exempelvis hamstrar (Evans et al. 2007). Detta beror på att biologiska effekter på djur kan uppstå genom icke-visuellt ljus som påverkar dygnsrytmen på liknande sätt som hos människan via melatoninsuppression (se kapitel 7.1 ljusets våglängdsfördelning och färg).

Generellt finns det relativt få studier om påverkan av artificiellt ljus utomhus på däggdjur som är utförda under tillräckligt kontrollerade förhållanden och på ett sådant sätt att experimentet skulle gå att upprepa. Det finns däremot en hel del information om fladdermöss som beskrivs i nästa kapitel.

8.1.1. Fladdermöss

Fladdermöss är, ihop med insekter, den djurgruppen som är mest känd för att de påverkas av artificiellt ljus (se exempelvis Rydell 1992). Fladdermöss är huvudsakligen nattaktiva och deras näthinna har en hög andel stavar som möjliggör nattseende och hög känslighet för ljus. Den maximala absorptionsen för pigmentet i stavarna (rodopsin) är för fladdermöss 497–501 nm (Zhao et al. 2009).

Småfladdermössens ögon är vanligtvis mindre än 2 mm i diameter vilket innebär att deras syn inte är speciellt utvecklad jämfört med andra nattaktiva arter. Frukthfladdermössen är krepuskulära och livnär sig på frukt och blommor och behöver därför se bättre än småfladdermössen under skymnings- och gryningsljus, men har huvudsakligen dikromatiskt eller monokromatiskt tapp-baserat seende (Müller et al. 2007).

Småfladdermössen lever huvudsakligen av insekter och använder sig till stor del av ekolokalisering för att födosöka och orientera sig och de har därför generellt ett mindre behov av att förlita sig på ögonen för seendet. I Sverige förekommer enbart arter av småfladdermöss.

Man trodde länge att småfladdermössens ögon enbart innehöll stavar för nattseende eftersom fladdermössen då kan se bättre i mörker (Peichl 2005). Senare har man konstaterat att

⁸ 0,01 lux; $1,3 \times 10^{-9}$ W/cm², topp $\lambda = 560$ nm

fladdermöss även har tappar som innehåller synpigment, och i vissa fall verkar fladdermössen ha högre antal stavar än vad man observerat hos andra nattaktiva arter (Müller & Peichl 2005). Tapparna har exempelvis visat sig ha både S- och L-opsin hos arten *Myotis velifer*, där S-opsinet antas vara känsligt för UV-ljus och L-opsinet för rött ljus (565 nm) (Wang et al. 2004). En del arter har båda typerna av synpigment medan vissa arter enbart har L-opsin (Peichl 2005; Zhao et al. 2009). S-opsinet har visat sig ge synbarhet hos vissa arter av fladdermöss och man tror att det är fördelaktigt för att kunna lokalisera blommor som reflekterar UV-ljus (Müller et al. 2009; Winter et al. 2003).

Fladdermusarter som är strikt insektsätande i sin diet har visat sig ha UV-seende⁹ under ljusförhållanden som är extremt låga, exempelvis $<1 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ (Marcos Gorresen et al. 2015). Det verkar därför som att UV-seende, speciellt under svaga ljusförhållanden (skymnings- och gryningsljus) är generellt utspritt bland insektsätande fladdermöss och inte bara är begränsat till de fladdermöss som äter frukt och blommor. Det finns däremot indikationer som tyder på att synbarheten av speciellt UV-ljus kan variera mellan arter eller grupper beroende på ifall de behållit generna som krävs (Fujun et al. 2012). Samtidigt har UV-seendet visat sig ha mer komplexa förklaringar än seende via fotopiska systemet då fladdermöss visat sig kunna använda stavarna för att se UV-ljus (Winter et al. 2003).

Generellt kan man konstatera att fladdermössen har förutsättningar för mörkerseende och dikromatiskt dagsljusseende med UV-känslighet, men att man inte vet hur mycket fladdermössen förlitar sig på det ögon-baserade seendet eller ifall känslighet för artificiellt ljus skiljer sig åt mellan arter som har kvar eller förlorat S-opsinet.

Effekter av artificiellt ljus

Nattaktiva djur som fladdermöss kan potentiellt påverkas av utomhusljus. Påverkan kan dock förväntas skilja sig mellan arter och man kan något förenklat dela in Sveriges fladdermusarter i två funktionella grupper (Rydell 1992; Stone et al. 2015; Rowse et al. 2016):

1. Arter som är anpassade till att jaga flygande insekter och till att flyga snabbt i det fria luftrummet. Dessa arter är mer ljusoleranta, och kan attraheras av den höga insektstillgången kring gatubelysning och annat artificiellt ljus. Kortsiktigt kan dessa arter gynnas av den enkla insektsjakten kring vägbelysning, åtminstone såvida inte tät och snabb trafik leder till stor påkörningsrisk. På längre sikt kan dessa arter ändå komma att missgynnas av ljusföroreningar, om det leder till en allmänt minskande insektstillgång i landskapet.

Exempel på vanligare arter i denna grupp är stor fladdermus, dvärgfladdermus, nordisk fladdermus och gråskimlig fladdermus.

2. Arter som är relativt långsamflygande och med god manöverförmåga i trånga utrymmen – en anpassning till att plocka sittande insekter inne bland tät vegetation, nära vattenytor etc. Dessa arter skyr oftast ljus och öppna luftmassor och söker sig därför inte till vägbelysning (som ju ofta sitter i relativt öppna miljöer). De kan alltså påverkas negativt direkt av den störning som vägbelysning innebär, så att vägar och andra öppna belysta miljöer blir ännu kraftigare barriärer (medan risken att de blir trafikdödade i gengäld minskar). De kan också, i likhet med arterna i den andra gruppen, påverkas negativt av en generellt minskande insektstillgång i landskapet.

Exempel på vanligare arter i denna grupp är långörad fladdermus, mustaschfladdermus, taigafladdermus (Brandts fladdermus) och vattenfladdermus.

Uppdelningen innebär som sagt en viss förenkling, och kanske handlar det snarare om en gradient (Denzinger & Schnitzler 2013), där stor fladdermus samt dvärgfladdermus utgör typfall

⁹ I denna studie: 335–395 nm.

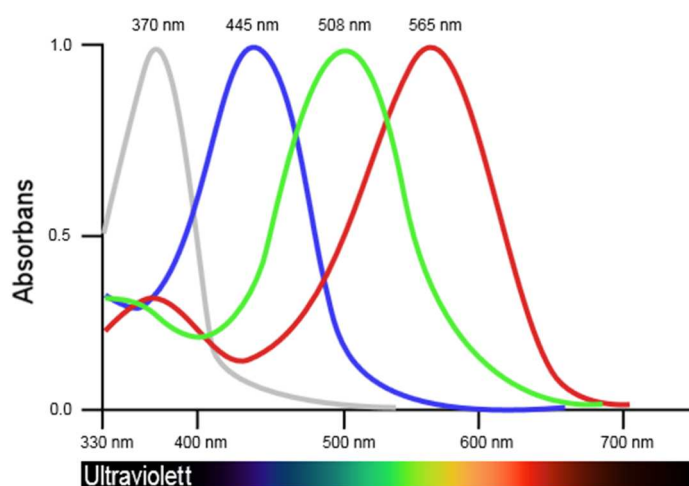
för den första gruppen och långörad fladdermus för den andra. Men uppdelningen kan ändå bidra till förståelsen av hur olika arter kan påverkas av artificiell belysning, och vilken betydelse det kan ha för deras bevarande och för naturvårdande åtgärder.

8.2 Fåglar och kräldjur

8.2.1.1. Fåglar

Fåglar ser inom ungefär samma våglängdsintervall som människor, men åtminstone en del arter har dessutom känslighet för ljus i UV-spektrat. Fåglar har relativt stor ögonglob och saknar blodkärl i näthinnan vilket bidrar till att generellt ge fåglarna en bra synskärpa som används när de söker föda, navigerar och för att bli varse rovdjur. Fåglar har ett av de mest välutvecklade fotoreceptorsystem som går att finna hos ryggradsdjur (Kram et al. 2010). Man tror att detta beror på att fåglarna rent evolutionärt inte anpassat sig till nattaktivitet och därför behållit och utvecklat sitt dagsljusseende i större utsträckning än jämfört med andra djurgrupper. Fåglar som grupp saknar generellt *tapetum lucidum*.

Fåglar har många olika typer av fotoreceptorer; de har stavar (för mörkerseende) men även dubbla tappar som används för akromatisk seende vid rörelser och dessutom fyra typer av tappceller som används för färgseende (Hart 2001; Kram et al. 2010). Tapparna kan ha fyra olika typer av pigment för färgseende, dvs. tetrakromatiskt syn, med maximal absorbans i våglängderna ($\lambda_{\max}$) 543–571 nm, 497–510 nm, 430–463 nm, 362–426 nm (Hart 2001), se även Figur 8. Pigmentet med absorption i 362–426 nm ger seende i blått och UV-ljus (<400 nm) för fåglar. De flesta fåglars syn är, liksom människans, dålig i svagt ljus (Hart 2001) men det finns även nattaktiva arter såsom ugglor som kan se mycket bra i mörker. Exempelvis kan artificiellt ljus i nivåer om 0,0003–0,000006 lux ge ökad synbarhet för lokalisering av föda för ugglor (Gaston et al. 2013). Fåglars seende i mörkerseende (stavar) omfattar våglängderna ($\lambda_{\max}$) 501–509 nm (Hart 2001).



Figur 8. Exempel på hur tetrakromatiskt seende med fyra olika typer av pigment i tapparna hos vissa arter av fåglar (i detta fall astrilder/praktfinkar) gör att de kan se fler färger och över bredare våglängdsspektrum av ljus än exempelvis människor kan eftersom det fjärde pigmentet gör att de även kan se UV-ljus. Figur anpassad efter källa i wikipedia commons ©.

Dagaktiva fåglar har även oljedroppar i ögats fotoreceptorer som gör att de har förmågan att urskilja fler färger (Vorobyev 2003) än exempelvis däggdjur generellt. Fåglar har således en mer välutvecklad förmåga att urskilja färgnyanser och färgseendet kan sträcka sig från kortare

våglängder i UV till längre vågländer i rött ljus. Hur utvecklat färgseendet är skiljer sig dock mellan arter (Hart 2001), vilket gör det svårt att generalisera om seendet för fåglar som grupp. En del fågelarter kan även uppfatta polariserat ljus (Jones et al. 2007). Fåglars magnetiska kompass är ljuskänslig och kan störas av ljus med långa våglängder (gult och rött) (Poot et al. 2008).

De mest välkända effekterna av artificiellt ljus på fåglar är disorientering och inverkan på flygbeetende som kan leda till kollisioner och fågeldöd på grund av attraktion till ljus, men också till påverkan på nattmigrerande fåglar och på sjöfåglar (Longcore et al. 2013). Fototaxis, dvs. attraktion till ljus, har hos fåglar varit känt sedan mycket lång tid (hundratals år, sannolikt ännu längre) då man observerat att fåglar, bland annat tättingar, vid dimma och dålig väderlek attraheras till skenet från fyrar vid kusterna och där blir förvirrade av ljuset. Detta kan leda till att de flyger runt, runt och då kolliderar med exempelvis stag eller andra strukturer, eller att de dör av utmattning (Gauthreaux & Belser 2006; Squires & Hanson 1918). Även byggnader, fönster och kommunikationstorn som är belysta kan leda till höga antal av döda fåglar (t.ex. Evans-Ogden 2002; Gehring et al. 2009). Uppskattningsvis mellan 500 miljoner till över en miljard fåglar dör varje år i USA på grund av antropogena källor, i exempelvis kollision med olika typer av byggnader och konstruktioner och av giftiga ämnen, etc. (Erickson et al. 2005). För kommunikationsmaster dör varje år några miljoner av fåglar då de attraheras av ljuset (Gehring et al. 2009) vilket gör artificiellt ljus till en relevant dödsfälla för många av dessa fåglar. Uppskattningsvis sträcker sig attraktionskraften från belysning till sjöss 3–5 km (Marquenie et al. 2008) men attraktionskraften på land kan även den vara hög, speciellt ifall det är dimma som förstärker ljusets synbarhet och attraktionskraft för fåglar som nattmigrerar.

Andra kända effekter av artificiellt ljus på fåglar är effekter på födosök (exempelvis ökat födosök vid bättre ljusförhållanden (Canário et al. 2012; Dwyer et al. 2013; Pugh & Pawson 2016; Stracey et al. 2014)), men även fysiologiska effekter såsom påverkan på melatoninnivåer och dygnsrytm, påverkan på sångaktiviteter i belysta miljöer och ändringar i reproduktionsfysiologin (Dominoni et al. 2013; Dominoni 2015; Follestad 2014; Schroer & Hölker 2016; Spoelstra & Visser 2013). Till skillnad mot människors tallkottkörtel innehåller fåglarnas tallkottkörtel fotoreceptorer med känslighet i 460–470 nm (Dominoni 2015). Fåglar har även fotoreceptorer i hjärnan (i hypothalamus) med en känslighetstopp för ljus i 460 nm. Ljuset är en viktig faktor i fåglars cirkadianska klocka och därför kan artificiellt ljus spela en stor roll för överlevnaden. I en studie visades att fåglars morgonsång påverkas av artificiellt ljus så att de börjar sjunga tidigare när de utsätts för gatubelysning och att vissa arter även sjunger längre under kvällen och att de i genomsnitt började sjunga tidigare med 1,5–2 min per lux (Da Silva et al. 2014). Arter som normalt sjunger tidigare på morgonen verkar påverkas mera än sensjungande fåglar. Fåglar har visat sig öka sina morgonaktiviteter när de utsatts för ljus om 0,3 lux¹⁰ under kontrollerade förhållanden (Dominoni et al. 2013).

Ljuset är en viktig signal för fåglars könsmognad och för start av äggläggningen, därför kan artificiellt ljus påverka vilken tid på säsongen som fågelungar kläcks (Spoelstra & Visser 2013). Fåglar i urbana och belysta miljöer är exponerade för längre dagslängd tidigt på säsongen, vilket är under den tid på året då ljuset har stor betydelse för start av reproduktionssäsongen (Dominoni et al. 2015). Start av könsmognad har visat sig påverkas av 10 lux av vitt ljus (Kumar et al. 1992) och effekterna av ljus på könsmognad har även blivit bekräftat genom många kontrollerade experiment (Spoelstra & Visser 2013). Fåglars reproduktion regleras även av andra faktorer såsom temperatur och födotillgång, vilket innebär att effekten av artificiellt ljus på könsmognad kan försvinna fram till äggläggningen (Spoelstra & Visser 2013; te Marvelde et al. 2012). Det är således bekräftat att artificiellt ljus kan påverka fåglars ekologi, men det är inte

¹⁰ 36W lysrör

känt huruvida effekterna har avgörande konsekvenser för överlevnaden eller för populationernas storlek (Spoelstra & Visser 2013).

8.2.1.2. Kräldjur

I gruppen kräldjur (reptiler) ingår krokodildjur, fjällbärande kräldjur, sköldpaddor och bryggödlor. Ormar, ödlor och masködlor ingår i gruppen fjällbärande kräldjur. I Sverige finns ormar och ödlor.

Många kräldjur har, liksom fåglar, oljedroppar i ögats fotoreceptorer och saknar blodkärl i näthinna och som hos fåglar finns färgseende i fyra olika spektrumtoppar, dvs. tetrakromatiskt seende (Kelber et al. 2003). Även kräldjur har möjlighet att se under mörkare förhållande då de har stavar i ögat. Hos kräldjur kan seendet dock variera mycket mellan hur utvecklad synen är och det finns både dagaktiva och nattaktiva arter.

Ödlor (både dagaktiva och nattaktiva) kan gynnas av artificiellt ljus då det ökar möjligheterna för födosök, speciellt ifall insekter dras till ljuskällan och där finns i högre antal (Perry et al. 2008). Flera arter av *Anolis* (ödlor) har visat sig ha tappseende med maximal absorbans ($\lambda_{\max}$) i våglängderna 565 nm, 495 nm, 450 nm och 365 nm, men en art visade sig ha spektrumtopp för det långvågiga seendet i 625 nm (Bowmaker 1998).

Hos ormar finns arter som har både stavar och tappar i ögat men i annat antal än exempelvis människor har. Ormar saknar oljedropparna i ögats fotoreceptorer och har därför inte lika bra färgseende som vissa övriga djurgrupper. Synens skärpa varierar mycket mellan arter. Vissa ormar har infrarött seende som gör att de kan se värmestrålning via ett så kallat groporgan som sitter i nosen (t.ex. Bullock & Cowles 1952; Gracheva et al. 2010) och ormar har även förmågan att se kemiska spår (lukter) via ett organ som sitter bak i gommen (Halpern 1987). Även ormar kan öka födosöket med hjälp av artificiellt ljus (Perry et al. 2008).

8.3 Fiskar

Fiskar har både stavar och tappar och precis som hos människor används stavarna för mörkerseende och tapparna för att se under högre ljusförhållanden och med färgseende. Fiskar använder synen för att orientera sig när de simmar och de kan vara aktiva i ljus och då mindre aktiva i mörker eller tvärtom. Ljusets periodicitet har en stor inverkan på fiskars metabolism, dygnsrytm, födointag, reproduktion, tillväxt och beteende. Hos hajar, rockor och äkta benfiskar förekommer olika typer av *tapetum lucidum* som gör att de har högre ljuskänslighet (Ollivier et al. 2004).

Det är välkänt att fiskar kan attraheras till ljus och man använder därför ljus för att locka till sig fisk när man nattfiskar. I fiskeodlingar använder man sig av ljusets längd för att sätta igång fiskars förökning fastän det kan vara utanför deras naturliga reproduktionstid (t.ex. Kolkovski & Dabrowski 1998). Simdjupet hos fiskar kan styras av förekomsten av artificiellt ljus; exempelvis har påvisats att atlantlax i odling simmade djupare när burarna var exponerade för artificiellt ljus (Schroer & Hölker 2016).

Äkta benfiskar som grupp har en hög diversitet i sitt färgseende. Dagaktiva arter som förekommer i relativt normaldjupt vatten där det finns naturligt dagsljus (dvs. ljus i fullt våglängdsspektrum), har generellt, precis som fåglar och kräldjur, ett tetrakromatiskt seende med fyra våglängdstoppar med maximal absorbans ($\lambda_{\max}$) i exempelvis 620 nm, 530 nm, 450 nm och 375 nm (Bowmaker 1998) och kan alltså uppfatta UV-ljus.

I vattnet absorberas först de långa våglängderna (dvs. rött och orange ljus), medan kortare våglängder såsom blått och grönt ljus når betydligt längre ner i vattnet. I havsmiljöer når endast de blå-gröna våglängderna (450–550 nm) de allra djupaste delarna. I grunt vatten förekommer därför alla våglängder av ljus. I insjöar är det dock oftast gult ljus som når allra djupast ner men i

vissa insjöar med mycket humusämnen i vattnet kan vattnet bli brunaktig eller rött och de våglängder som främst kommer igenom är då i närheten av IR (Lythgoe 1988; Moore et al. 2006).

Vattnets organismer har anpassat sig till skillnaderna i våglängdsfördelning mellan olika djup och de som lever ytligt har bred känslighet i våglängdsspektrat av det synliga ljuset medan organismer som lever mer djupt har anpassat sin syn till medellånga våglängder (blått och grönt) (t.ex. Cronin et al. 2001). Exempelvis har abborren dikromatiskt seende med känslighet i 540 nm och 650 nm men antalet fotoreceptorer i ögat beror av anpassningen till miljön så de kan ha fler toppar av färgseende. Eftersom abborren lever i lite djupare vatten har dess seende full funktion i de habitat den normalt befinner sig i, medan fiskar som lever i mer ytliga vattenmiljöer kan ha tetrakromatiskt seende, såsom exempelvis mört. Fiskar kan även byta pigment i näthinnan beroende på var i livscykeln de är, men pigmentbytet kan även vara kopplat till var de befinner sig i vattnets djup (Nightingale et al. 2006). Arter som ändrar sitt habitat under sin livscykel kan i vissa fall även ändra sin synperception med tiden (Boeuf & Le Bail 1999).

Hos fiskar styrs reproduktion, tillväxt och migration av säsongsbundna rytmer medan många andra aktiviteter styrs av de cirkadianska rytmerna, exempelvis födointag, samlas i stim eller vertikal migration. Äkta benfiskar har tallkottkörtlar som består av fotoreceptorer och hjälper till att styra dygnsrytm och melatoninproduktionen (Ekström & Meissl 1997). Cirkadianska rytmen hos fiskar styrs, liksom hos andra ryggradsdjur, av den ljusberoende produktion av melatonin som sker i tallkottkörteln. Fisk som lever i övre delen av vattnet verkar ha högre känslighet i tallkottkörteln och i andra fotoreceptorer för blått ljus (Vera et al. 2010).

Effekterna av artificiellt ljus på fiskar innefattar respons till ljus och effekterna av ljus i omgivningen (Nightingale et al. 2006). Dessa effekter varierar mellan arter och är beroende av många andra faktorer såsom fiskens ålder, omgivningsförhållanden och ljusets karaktärer, exempelvis tidslängd, belysningsstyrka och våglängdsfördelning.

Vägbelysning och belysning vid broar kan störa migrationsmönstret hos fisk vilket kan leda till mindre framgångsrik migration och därför påverka överlevnaden (Hölker et al. 2010b). Kända exempel av påverkan av artificiellt ljus på fiskar är störningar av migration hos europeisk ål och atlantlax (Franke et al. 2013; Nightingale et al. 2006; Perkin et al. 2011).

Påverkan av artificiellt ljus omfattar även effekter på den synkroniserade äggläggningen och utvecklingen hos fiskyngel vilket kan reducera överlevnaden, men effekterna kan även skilja sig åt mellan arter (Brüning et al. 2011; Riley et al. 2015). Den ljusstyrka som krävs för att kunna påverka fiskars fysiologi eller beteende är under 1 lux (Schroer & Hölker 2016). Hos laxfiskar sker födosök vid låga ljusnivåer och svagt ljus är även viktigt för att kunna undvika predation (Schroer & Hölker 2016). Artificiellt ljus på 1 lux kan fördröja laxyngels spridning (Riley et al. 2015). Hos abborre har 1 lux visat sig påverka melatoninproduktionen medan nivåerna av gonadotropin¹¹ inte ökat, vilket visar att effekten av ljus inte påverkar fiskarnas reproduktionsförmåga men att fiskarnas dygnsrytm kan påverkas (Brüning et al. 2016; Brüning et al. 2015).

En lång rad undersökningar har påvisat att fiskar påverkas av belysningstyrkor i termer av tröskelvärden för responser om 0,00001–1 lux, beroende på beteende och art (Moore et al. 2006).

¹¹ ett hormon som stimulerar könskörtelfunktionen.

8.4 Groddjur

I gruppen groddjur finns i Sverige svanslösa groddjur (grodor och paddor) och salamandrar, som är en grupp av stjärtgroddjur. Salamandrar är amfibier och inte reptiler som ödlorna (ödlor hör till kräldjur). De flesta groddjur behöver tillgång till både vatten (akvatiska habitat) och terrestra habitat under sitt liv. Namnet amfibier syftar på metamorfosen hos gruppen, de lever först i vattnet som yngel och sedan som vuxna kan de leva i både vatten och i terrestra miljöer.

Generellt har groddjuren anpassat sitt seende till nattaktivitet, exempelvis genom att de har stora ytor i näthinna, högt antal fotoreceptorer och även andra fysiologiska anpassningar som ökar känsligheten för ljus. Ögonen är känsliga för rörelser och synbarheten omfattar 180° vilket gör att de har mycket bra perifer syn. Groddjur verkar inte ha utvecklat *tapetum lucidum* som finns hos andra djur men de har ändå ljusreflektion från ögonen ifall de belyses i mörker (Corben & Fellers 2001; Schwab et al. 2002). Hos amfibier är även melatoninproduktion viktig för att styra reproduktion, hudfärg, termoregulering och anpassning till mörker.

De flesta groddjur har trikromatiskt färgseende under fotopiska/dagsljusförhållanden men en del arter har likt fåglar en fjärde topp inom UV-spektrum (Buchanan 2006; Kelber et al. 2003). Exempelvis har grodor av släktet *Rana* känslighetstoppar i 430, 502, 562 nm medan salamandrar exempelvis kan ha känslighetstoppar för sitt seende i 400, 444, 506 och 610 nm (Kelber et al. 2003) eller trikromatisk syn i $\lambda_{\max}$ 450, 500 och 570 nm (Przyrembel et al. 1995).

Hos groddjur förekommer även två synpigment i stavarna (ett med känslighet i blått med $\lambda_{\max}$ 430 nm samt ett pigment med känslighet i grönt med $\lambda_{\max}$ 500 nm), vilket betyder att de har ett mer avancerat färgseende under mörkerförhållande än många andra organismer. Exempelvis *Rana* grodor har därför fem olika fotoreceptorer (synpigment), tre i tapparna för dagsljusseende och två i stavarna för nattljusseende (Kelber et al. 2003). Förekomsten av pigmentet med känslighet för grönt i stavarna har dock inte bekräftats från salamandrar (Korenyak & Govardovskii 2013).

En undersökning av tre arter¹² av salamandrar visade att de har små, stora och dubbla tappar med känslighet i: 593–611 nm (stora och dubbla tappar), 470–489 nm (små tappar), och UV-känslighet i 340–359 nm (små tappar) (Korenyak & Govardovskii 2013). Salamandrarna hade även stavar med två färgpigment, rodopsin och porfyrropsin.

Geckoödlor har ett trikromatiskt färgseende, med toppar för blått, grönt och ultraviolett (Loew 1994) och havssköldpaddor kan attraheras av kortare våglängder (grönt-blått-violett) men repelleras av längre våglängder eller vitt ljus (Witherington 1992), men det är oklart om detta gäller även svenska kräldjur.

En studie av grodors och paddors färgseende under olika ljusintensiteter visade att paddor inte uppvisade tecken på färgseende under mörkerförhållanden (under 0,0004 cd/m²) medan grodor visade förmåga att särskilja blått från grönt ljus ända ned till den lägsta belysningsstyrkan som användes i experimentet (dvs. i mörkerseende) (Yovanovich et al. 2017). Studien stödjer även att paddor har ungefär 100 gångers känsligare färgseende då färg fortfarande uppfattas ned till 0,004–0,0004 cd/m² med det fotopiska seendet än jämfört med människor (ca 0,08–0,006 cd/m² i samma experiment).

Hos groddjur ändras synpigmenteten för mörkerseendet i stavarna med metamorfosen från porfyrropsin hos yngel ($\lambda_{\max}$ 522 nm) till rodopsin ($\lambda_{\max}$ 502 nm) hos vuxna groddjur men det finns även arter där vuxna individer behåller en del av porfyrropsinet (Reuter et al. 1971). Rodopsin som används i mörkerseendet är extremt känsligt för ljusintensitet/belysningsstyrka och när groddjuren blir exponerade för starkt ljus (exempelvis från biltrafik eller ficklampor) bryts snabbt rodopsinet i ögonen ner, varpå individerna blir mer eller mindre blinda tills synen

¹² Mindre vattensalamander eller liten vattenödlas (*Lissotriton vulgaris*) (finns i Sverige), Spansk revbensalamander (*Pleurodeles waltl*) (ej i Sverige), och Kinesisk eldbukssalamander (*Cynops orientalis*) (ej i Sverige).

återhämtat sig. Under tiden de återhämtar synen (vilket kan ta upp till en timma i nattaktiva grodor) är de enkla byten eller riskerar bli överkörda ifall de befinner sig på en väg (Schroer & Hölker 2016). Samma process gör att groddjur har svårt att röra sig mellan områden med olika belysningsstyrkor då kontrasten mellan områden kan göra det svårt för dem att effektivt kunna använda sig av sitt mörkerseende (källor i Perry et al. 2008).

Groddjurens magnetiska kompass är ljuskänslig på samma sätt som för fåglar, och kan störas av ljus med långa våglängder (gult och rött)(Diego-Rasilla et al. 2010).

Ljuset och dagslängden är viktiga faktorer i groddjurens liv då ljuset används för att söka föda, för att hitta en partner för att föröka sig, men också eftersom ljuset är en viktig signal för temperaturförändringar i dygnet och under året, vars variation groddjuren måste anpassa sig till för att överlevna.

Groddjur uppvisar fototaxis till ljus men det finns artskillnader avseende vilka våglängder de är attraherade till. I vissa fall kan groddjur attraheras av ljus med korta eller långa våglängder (blått-violett eller rött) men inte intermediära (grönt-gult) så att responsen följer en U-formad kurva (Hailman & Jaeger 1974), men det här beteendet beror också på ljuskvantitet så det är svårt att generalisera (Buchanan 2006). Många nattaktiva grodor uppvisar positiv fototaxis och attraheras av ljus i blåa våglängderna (Buchanan 2006; Muntz 1966). Salamandrar kan ha både positiv och negativ fototaxis, beroende på utvecklingsstadium (ifall de genomgått metamorfos)(Wise & Buchanan 2006).

I ett antal undersökningar som studerade fototaxis hos groddjur har visats att majoriteten (87 %) uppvisar positiv fototaxis till belysningsnivåer mellan 0,043 och 89,9 lux, medan 8 % uppvisade fotonegativ respons (de repellerades av ljuset) och föredrog miljöer under 0,043 lux (Buchanan 2006). Övriga 5 % verkade ha intermediära responser till ljuset. Från fältobservationer har man konstaterat att unga paddor verkar attraheras till vägbelysningen där det finns mer föda men de kommer då även att exponera sig för en högre risk att bli överkörda av fordon (Buchanan 2006).

Det är oklart huruvida groddjur i sina naturliga habitat utsätts för ljus i sådan omfattning att fototaxis uppstår. Ifall så är fallet finns risk att groddjurens ackumuleras runt ljuskällor, vilket kan påverka populationernas överlevnad på sikt (jämför även med dammsugningseffekten för insekter) (Buchanan 2006). Exempelvis styrs födosöket hos grodor av ljus vilket innebär att ljusstörningar kan leda till både större och mindre framgångar. Hos salamandrar finns exempel på att belysningsstyrka på 0,001 lux medfört att de snabbare kan närma sig byten jämfört med lägre belysningsstyrkor (Perry et al. 2008) och hos paddor finns exempel på att 0,0003 lux ökar bytesdetektionen (Larsen & Pedersen 1981). Även små ökningar i ljusintensitet/styrka såsom himlaglim eller enstaka ljuskällor kan förändra födosöksbeteendet och även grodors reaktion på rovdjur (Baker & Richardson 2006; Buchanan 2006).

I ett fältexperiment i skogsmiljö med vita lampor¹³ (0,01 lux på markytan) noterades att det fanns mindre antal salamandrar i ljuset än jämfört med naturliga förhållanden (ca 0,0001 lux) (Wise 2007).

I ett kontrollerat experiment undersöktes effekterna av olika belysningsstyrkor av artificiellt ljus¹⁴ på utvecklingen från grodyngel¹⁵ och det konstateras att även relativt låga nivåer såsom 0,01 lux påverkade metamorfosen och att ett större antal av grodyngeln genomgick metamorfos under mörka förhållanden än jämfört med i ljusbehandlingarna (resultaten beskrivs i Wise 2007).

¹³ Ljuskälla okänd.

¹⁴ Ljuskällan okänd.

¹⁵ Afrikansk klogroda (*Xenopus laevis*).

I ett fältexperiment med artificiellt ljus (ficklampa med ca 52–120 lux) upptäcktes att när grodorna¹⁶ utsätts för ljus gjorde de färre parningsläten och rörde sig betydligt mera, vilket tolkas som att artificiellt ljus har förmågan att reducera reproduktionen och kan därför påverka populationsdynamiken (Baker & Richardson 2006). Att artificiellt ljus reducerar grodors parningsläte har även konstaterats från andra fältstudier (Hall 2016).

8.5 Insekter

Insekter är generellt mottagliga för ljus inom samma våglängdsintervall som människor och det sträcker sig därtill ned inom UV-spektrat (Kelber et al. 2003; Land 1997). Men de flesta insekter har generellt maximal känslighet för våglängder som är under 600 nm och deras seende är i huvudsak begränsat till 350–650 nm (Briscoe & Chittka 2001).

Insekterna är dock en variationsrik grupp och stora skillnader finns beroende på ekologi och levnadssätt (Land 1997; Nabli et al. 1999). Allmänt gäller dock att ljus av korta våglängder (UV, blå-vitt och eventuellt även grönt) attraherar mer insekter än ljus av längre våglängder (Bruce-White & Shardlow 2011; Rowse et al. 2016; Rydell 1992; Somers-Yeates et al. 2013; van Langevelde et al. 2011), vilket kan peka på störst känslighet för de kortare våglängderna (Bishop et al. 2004).

Skalbaggar (*Coleoptera*) har känslighet mellan 348–620 nm, medan tvåvingar (*Diptera*) har känslighet mellan 335–530 nm, och dagfjärilar och nattfjärilar (*Lepidoptera*) mellan 380–610 nm (Rieswijk 2014).

Nattfjärilarna är särskilt väl studerade ur detta perspektiv och där har konstaterats att kortvågigt ljus generellt sett attraherar fler individer, fler olika arter, och särskilt större arter, jämfört med långvågigt ljus (Rydell 1992; van Langevelde et al. 2011). Fjärilsfamiljen mätare (*Geometridae*) avvek dock på så sätt att de attraherades till ljus oberoende av våglängd (Somers-Yeates et al. 2013). Nattfjärilar är normalt attraherade till artificiellt ljus på avstånd av 3–130 m men även upp till 500 m har observerats (Frank 2006). Man vet inte helt säkert varför nattfjärilar attraheras av ljus men det finns teorier om att de dras mot himlen eller månen för att kunna navigera. Detta beror på att natthimlen har högre andel ljus än marken i nattmörker.

Insekter som attraheras till artificiellt ljus kommer med hög sannolikhet att dö av utmattning, brännskador eller predation (Bruce-White & Shardlow 2011). Attraktionskraften till artificiella ljuskällor kan under vissa omständigheter troligtvis vara betydligt längre än på 500 m avstånd men beror även på miljön och hur ljuskänslig arten är. Exempelvis kan avståndet för att vara attraktivt för insekter till en lampa av vägbelysning vara mellan 400–600 m när bakgrundsljuset är mycket lågt ($5.1 \times 10^{-6} \text{ W/m}^2$ eller 0,00005 lux) men snarare 50 m när det är månsken ($7,1 \times 10^{-4} \text{ W/m}^2$ eller 0,35–0,3 lux) (Eisenbeis 2006). Ett exempel när attraktionskraften till utomhusbelysning kan vara hög är när man belyser vattendrag eller vattenytor. Då kan artificiellt ljus attrahera nattsländor från flera hundra meters avstånd (källa: Perkin et al. 2011). Den speciella attraktionskraften från nattliga ljuskällor att locka till sig insekter kallas för dammsugningseffekten (Eisenbeis 2006; Perkin et al. 2011).

De belysningsstyrkor som nämns ha effekter på insekter är 0,1 lux som kan påverka ryggradslösa djurs aktiviteter och 0,5–1 lux där konstant ljus (liknande månsken) visat sig ha mycket stora ekologiska effekter på ryggradslösa djur (Bruce-White & Shardlow 2011). Hos fjärilen *Helicoverpa zea* (en art som tillhör gruppen nattflyn) krävs 0,1 lux eller lägre ljusnivåer för att fortplantning ska ske (Rieswijk 2014).

Även vattenlevande insekter kan påverkas av artificiellt ljus då ljuset kan påverka insekternas nattliga drift när födosök sker (Moore et al. 2006). Födosöket sker i mörker för att insekterna ska kunna undvika att vara synliga för predatorer. Månsken och/eller himlaglim kan potentiellt

¹⁶ *Rana clamitans melanota*

hämna den nattliga driften eller fördröja den men det är svårt att veta vilka konsekvenser detta kan ha för ekosystemen.

Ett fältexperiment med HPS¹⁷-lampor för att simulera vägbelysning utfördes i fuktig mark dominerad av gräs nära vattenförande åkerdiken i Tyskland. Experimentet visade efter två år att förekomsten av olika sorters insekter liksom spindlar ökade medan förekomsten av jordlöpare (som är nattaktiva) minskade under den artificiella belysningen (Holzhauer et al. 2015; Manfrin et al. 2017). Studien visar att artificiell belysning kan påverka processer mellan naturliga ekosystem (där även sådana som inte är belysta ingår) men också att även relativt monokromatiskt ljus såsom HPS kan påverka förekomsten av insekter och då inte bara flygande insekter utan även spindlar och marklevande insekter.

8.6 Terrestra växter

Växter påverkas av olika våglängder och effekten sträcker sig även till de ultravioletterna och infraröda våglängderna (Bennie et al. 2016; Briggs 2006), men det är osäkert hur stora intensiteter/kvantiteter som krävs för initiera en signifikant påverkan.

Växter använder fotoner i fotosyntesen för att producera kolhydrater och denna process kräver relativt stora mängder av ljus eftersom processen är anpassad till dagsljusförhållanden. Fullt dagsljus eller fullt solljus omfattar ca 10 000–100 000 lux. Många växter/grödor kräver minst 500–2000 lux för att fotosyntesen ska upprätthålla en positiv energibalans. Växter kan även utföra fotosyntes under sämre ljusförhållanden som ner till 10 lux ifall de exempelvis är skugganpassade, men eftersom detta ger små mängder kolhydrater kommer tillväxten att bli mycket låg.

För växter som är på marknivå under vägbelysning är påverkan förmodligen ej relevant för fotosyntesen eftersom ljusets styrka avtar relativt snabbt¹⁸. Exempelvis för modern vägbelysning är det ovanligt med belysningsstyrkor över 10 lux på markytan mer än maximalt några meter utanför vägområdet. Träd kan däremot påverkas av utomhusbelysning eftersom de oftast är belägna närmare ljuskällan där belysningsstyrkan är på högre nivåer. Även växternas hormonsystem kan påverkas eftersom de styrs via fotoreceptorer som då kan vara känsliga för ljusmängder i vissa våglängder. Även andra fysiologiska funktioner, såsom fenologi (årsrytm) och resursallokering, påverkas av ljus av olika våglängder genom signaler till hormonsystem vid de flertalet fotoreceptorer som växter har, exempelvis kryptokrom, fototropin, fytokrom, m.fl. Fotoreceptorerna kan vara känsliga för små ändringar i ljusets spektralfördelning.

Belysningens effekter på växter är ett mycket stort forskningsfält, men har traditionellt fokuserat på olika typer av kommersiell produktion av kulturgrödor och kulturväxter. Studierna av effekter av artificiellt ljus på växter har således hittills mest utförts i växthus eller laboratorium. Det finns därför av lång tradition mycket forskning gjord inom växtfysiologi och växtekologi inom området. I denna rapport avgränsas området till att redovisa vad som finns gjort för utomhusbelysning och effekter av LED-belysning på växter behandlas under kapitel 10.

Studier som är utförda i utomhusmiljöer och artificiellt ljus har visat att belysningen kan orsaka tidigare lövsprickning hos träd i naturliga miljöer, och detta gäller inte bara direkt i anslutning till ljuskällorna utan även på landskapsskala då en studie i England har visat att lövsprickningen sker drygt en vecka tidigare i mer belysta områden (Ffrench-Constant et al. 2016). En annan studie analyserade ljusnivåer på tre olika platser i staden Zvolen (i Slovakien) och studerade hur belysningsnivåerna var korrelerade med utvecklingen inför vintern hos de lövfällande träden

¹⁷ HPS Osram vialux NAV-T super 4Y 70W, (6750 lumen, 96 lm/W) 4,75 m höga stolpar. Belysningen hade belysningsstyrkor med minimivärden om 1-10 lux mellan stolpar och mellan dom, samt maximivärden generellt på 50 lux. ULR var 0,5%. Experimentet är beskrivet mer i detalj i: (Holzhauer et al. 2015)

¹⁸ Belysningstyrkan avtar från ljuskällan enligt lagen om omvärd proportionalitet mot avståndet i kvadrat ($E=1/\text{Avstånd}^2$).

tysklönn (*Acer pseudoplatanus*) och rönnsumak (*Rhus typhina*) (Škvareninová et al. 2017). I genomsnitt fördröjdes starten av höstens lövfärgsförändringen med 13–22 dagar och färgförändringen fördröjdes 6–9 dagar när man jämförde belysta och mindre belysta trädkronor. Även lövfällningen påverkades av belysningen och förlängdes.

Sammanfattat finns underlag som bekräftar att artificiellt ljus kan påverka trädets fotoperiod och åldring, speciellt avseende lövfällande träd i stadsnära miljöer. Belysningsstyrkan av utomhusbelysning uppnår generellt inte de höga nivåer som krävs för att växter ska kunna utföra fotosyntes men kan, teoretiskt sett, eventuellt påverka växterna genom signaler via olika fotoreceptorsystem.

8.7 Övriga

För övriga djurarter eller artgrupper verkar synen eller ljusresponser vara dåligt studerade.

Även spindlar kan attraheras av nattbelysning (Frank 2009), men hur detta relaterar till spindlars syn är oklart och beläggen är anekdotiska.

Zooplankton migrerar upp till ytan när det är nattmörker för att födosöka växtplankton närmare vattenytan utan att själva utsättas för högre risk för predation. När vattnet utsätts för belysning migrerar inte djurplanktonet *Daphnia* (hoppkräftor) till ytan för att födosöka utan stannar kvar i vattendjupet (Moore et al. 2000). Detta kan potentiellt leda till högre halter av växtplankton i vattnet i närheten av ljuskällor vilket kan leda till att vattenkvaliteten påverkas negativt. Artificiellt ljus från 16 km avstånd visade sig vara starkt nog för att förändra daglig vertikal migrering hos zooplanktonet *Daphnia* (Moore et al. 2000).

Det finns även exempel på vattenlevande organismer såsom fjädermyggs-larver och räkor som är ljusfobiska och därmed undviker ljus (Moore et al. 2006). Med artificiellt ljus kan dessa arter bli begränsade till att befinna sig på såna djup i vattnet att det är svårt att finna tillräckligt med föda.

Sötvattenssediment har i experiment visat sig påverkas av artificiellt ljus, med bland annat ökad förekomst av kiselalger¹⁹ men även att de belysta sedimenten visade mindre säsongsbunden variation i sedimentens artsammansättning och den nattliga respirationen var reducerad²⁰ (Hölker et al. 2015).

8.8 Flimmer

Ekologiska effekter av flimmer från artificiella ljuskällor utomhus har nyligen uppmärksamats (Barroso et al. 2017; Inger et al. 2014). Många djurarter har syn med hög temporal upplösning, det vill säga att de kan uppfatta flimmer i sådan belysning som för människan upplevs som fast sken. Detta gäller bland annat snabbflygande, dagaktiva insekter och fåglar, och även fiskar i klara vatten. Det finns ännu inte mycket känt om vilka ekologiska effekter detta kan ha, men flimmer har visats kunna minska antalet insekter som dras till ljuset (Barroso et al. 2017). Det kan också finnas fysiologiska effekter och hälsoeffekter på djur, såsom visats för människan (Inger et al. 2014), och som alltså skulle kunna gälla även andra arter med samma eller högre temporala upplösning som vi, bland annat andra primater, ekorrar, hunddjur, duvor, hönsfåglar, laxfiskar, trollsländor, flugor och honungsbi (listan är knappast heltäckande utan beror på vilka arter detta har studerats).

¹⁹ Fältexperiment i 5 månader med 70 W HPS, 13,3–16,5 lux på vattenytan ($0,18 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) och 6,8–8,5 lux vid ytan av sedimenten (ca $0,09 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$).

²⁰ Laboratorieexperiment med fem stycken 30 W lysrörslampor dagtid (6500 K), 3220 ± 284 lux vid sedimenten (dvs. 50 cm under lamporna) och nattlig belysning var LED paneler (okänd effekt, 6300 K) med en styrka på 71 ± 4 lux och $1,3 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ vid sedimentytan.

8.9 Polariserat ljus

Vissa djur använder polariserat ljus för att orientera sig, exempelvis för att kunna avgöra höjd och riktning på himlakropparna (solen och månen) och inte minst för att effektivt kunna känna igen en slät vattenyta, och för dessa kan polarisering av ljus som reflekteras på onaturliga ytor utgöra ett problem (Boda et al. 2014; Horváth et al. 2009). Problemet berör främst arter knutna till vatten; fåglar, grod- och kräldjur, fiskar, sjöstjärnor, kräddjur och insekter hör till de som kan uppfatta polariseringsriktning hos ljus.

Zooplankton uppvisar både positiv och negativ polarotaxis, dvs. att de kan attraheras eller repelleras av polariserat ljus. Kräddjuret *Calanus* spp. (ett zooplankton) har visat sig uppfatta polariserat ljus och har även negativ polarotaxis (Lerner & Browman 2016). Responsen till polariserat ljus beror även av ljusstyrkan såsom visats hos hoppkräftor som uppvisar positiv polarotaxis i starkt ljus och negativ polarotaxis vid svaga ljusstyrkor (Manor et al. 2009).

Föremål som kan reflektera polariserat ljus och därmed misstas för vattenytor är svart plast eller presenningar, asfaltsvägar, oljespill, svarta och röda bilar, tak av mörk plåt eller glaserat tegel, solpaneler samt glasskivor (Horváth et al. 2009). Sådana föremål kan attrahera djuren och fungera som en ekologisk fälla. Ofta kan artificiella ytor polarisera ljuset mycket kraftigare än naturliga, och därmed fungera som en superstimulus. UV-fritt ljus kan omvandlas till polariserat UV-ljus om det reflekteras mot en yta som är mörk inom UV-området. Medan annan ljusförorening förekommer främst nattetid kan förorening med polariserat ljus vara ett problem även dagtid.

Särskilt vattenlevande insekter kan uppfatta polariserat ljus och kan lockas till polariserande ytor (Kelber et al. 2003; Schwind 1991).

9 Dygnsaktivitet och årstidsvariation

I detta kapitel behandlas aspekter av dygnsaktivitet och årstidsvariation. Generellt finns fyra varianter av dygnsaktivitet, där nattaktiva (inkl. skymningsaktiva) samt dagaktiva är de vanligast förekommande i Sverige och kommer att beskrivas. Fokus är i detta avsnitt främst på djur och ett urval av vissa organismer som omnämns medan autotrofa organismer²¹ inte inkluderats för att i huvudsak förenkla beskrivningarna. Fototrofa organismer är beskrivna i kapitel 8 och 10. Under rubriken årstidsvariation behandlas olika djur och djurgruppers aktivitet och känslighet till ljus under året.

9.1 Nattaktiva djur/organismer

Nattaktiva djur/organismer har en dygnsrytm som fokuseras till aktiviteter (dvs. födointag och rörelser, etc.) under dygnets mörka timmar. Vila eller återhämtning sker på dagtid och när det är naturligt dagsljus. Denna grupp har ofta anpassat sina sinnen till natten och har exempelvis utvecklat syn och hörsel för att bättre klara av mörka förhållanden, exempelvis stora pupiller (Warrant 1999). Man tror att dikromatisk seende utvecklats då många däggdjur är främst nattaktiva och därför inte är beroende av ett välutvecklat färgseende. Vissa djur är begränsade till aktiviteter enbart i mörker. Det finns både strikt nattaktiva djur och djur som är mer eller mindre nattaktiva. Många däggdjur är nattaktiva och ungefär 30% av alla ryggradsdjur (vertebrater) och mer än 60 % av ryggradslösa djur (evertebrater) är nattaktiva (Hölker et al. 2010b). Däggdjur som är nattaktiva, helt eller delvis, är exempelvis fladdermöss, grävling, samt

²¹ En autotrof organism är en självnärande organism. Dessa är oftast fototrofa (självnärande genom fotosyntes) eller kemoautotrofa (självnärande genom oxidation av oorganiska ämnen). Exempelvis fototrofer är ofta strikt "daganpassade" då de behöver dagsljus för sin överlevnad men det finns även autotrofer som klarar sig bra i totalt mörker såsom kemoautotrofer.

många mindre rovdjur och gnagare. Däggdjur som åtminstone är delvis nattaktiva har linser i ögat som släpper igenom UV-ljus ($\lambda_{\text{max}} < 400 \text{ nm}$) medan linserna i ögat hos dagaktiva däggdjur (som också har god synskärpa) inte släpper igenom UV-ljus och ljuset når därför aldrig näthinnan (Douglas & Jeffery 2014). Man tror därför att de nattaktiva däggdjuren har högre känslighet för UV-ljus även om de inte specifikt har UV-pigment. Exempel på sådana djur är igelkott, hund, katt och iller.

9.2 Dagaktiva djur/organismer

Dagaktiva djur/organismer har en dygnsrytm som generellt är baserad på att dygnet har 24-timmar och det är under dagsljusförhållanden som mest aktiviteter sker, dvs. födointag/sök, rörelse och fortplantning, etc. Natten är till för vila eller återhämtning. Människan är ursprungligen dagaktiv men vi har lyckats bli både dag- och nattaktiva eftersom vi använder oss av artificiellt ljus för att förlänga dygnet. För dagaktiva organismer är cirkadianska rytmen viktig. Generellt så blir dagaktiva och krepuskulära djur mer aktiva med ökande ljus medan nattaktiva blir mindre aktiva (Kronfeld-Schor et al. 2013).

9.3 Krepuskulära (skymnings- och gryningsaktiva) djur/organismer

För denna grupp är aktiviteterna som störst i gryning eller skymning medan övriga perioder kan vara viloperioder eller aktiva perioder. Krepuskulär rytm är sällan helt exakt och många djur som har krepuskulär dygnsrytm kan även vara aktiva vid andra perioder på dygnet ifall så är nödvändigt, exempelvis för att söka föda eller undvika predation. Här finns även *vespertine* organismer som enbart är aktiva efter skymning (används dock ibland för djur som är aktiva både kväll och natt) och de som är *matutinal* som är aktiva enbart före soluppgång. Skymningsaktiva djur räknas i denna rapport generellt som nattaktiva eftersom de är aktiva när det är mörker och då artificiellt ljus används.

9.4 Katemerala djur/organismer

Katemerala (eng. *cathemeral*) djur och organismer kännetecknas av att de inte har en utpräglad dygnsrytm utan har aktiviteterna utspridda lika mycket under natt som dag, exempelvis sömnperioder. Detta kan vara ett sätt att maximera överlevnaden och undvika predatorer som förekommer både natt och dag. Exempel finns hos lemurer. Detta är ingen vanligt förekommande dygnsrytm för vilda djur i Norden och kommer inte att tas upp i detalj i denna rapport fortsättningsvis.

9.5 Årstidsvariation

Känsligheten hos olika arter till ljus kan också variera under året. Det tydligaste exemplet på det är arter som vilar eller flyttar utomlands vintertid eller en del av året då det är kallt, då även vårt behov av artificiell belysning är störst. Här finns samtliga fladdermöss, de flesta insekter och många flyttfåglar. För dessa kan de negativa effekterna vara begränsade till några kortare perioder på vår och höst, och sommartid till några få mörka timmar mitt på natten. Man måste dock tänka på att även dessa kortare perioder kan vara av avgörande betydelse för arterna ifråga.

Ett problem är dock att det saknas en hel del information om vilka arter som är i vintervila under året utifrån landets olika geografiska förutsättningar. Exempelvis kan fladdermöss i södra delarna av Sverige vara aktiva under betydligt större del av året än de i nordligare delarna av Sverige. Det kan dock vara till hjälp när man behöver avgöra påverkan av belysning i det lokala sammanhanget och på enskilda arter eller i större områden som har olika typer av skyddstatus (exempelvis Natura 2000-områden).

Djur och djurgrupper som kan vara vilande eller migrerande delar av året:

- Vintervila finns hos några grupper av djur och arter. Exempelvis kan vintervila eller former av vintervila finnas hos: björn, grävling, fladdermöss, groddjur, kräddjur, igelkott, sniglar, mårhund, insekter (bi, nattfjärilar, dagfjärilar, nyckelpigor), vissa gnagare och maskar. Vintervila hos olika arter och inom arter kan skilja sig åt i landet och vissa arter har inte alltid en utpräglad vintervila. De flesta däggdjur övervintrar i vaket tillstånd men arter vars kroppstemperatur inte kan regleras kan överleva i ett tillstånd som påminner om dvala. Vissa grupper har vilostadier (diapaus) eller kan övervintra i andra stadier såsom som ägg, larver eller puppor.
- Migrerande arter finns hos exempelvis (Dingle & Drake 2007): fåglar, insekter, däggdjur, kräddjur, fiskar och groddjur. I vissa fall är migrationsrörelserna inte speciellt långa för arter i Sverige. Samtidigt som migrerande arter inte påverkas året runt av ljus på en viss plats, så kan de påverkas i desto högre grad vid den tidpunkt på året då de migrerar såsom är fallet med exempelvis nattmigrerande fåglar.

För däggdjur begränsar utomhustemperaturen mycket av aktiviteterna under kallare förhållande eftersom de antingen är starkt begränsade av värme/kyla men också eftersom temperaturen medför begränsningar med höga fysiologiska eller adaptiva kostnader, men vissa arter kan kompensera genom högre aktivitet och intensivare födosök vid kyla.

Ett rimligt temperaturintervall för när däggdjur generellt och globalt sett kan antas vara aktiva är 0–35° C (Bennie et al. 2014b). I Sverige och Norden finns dock många vintervilande arter som är aktiva vid betydligt lägre temperaturer. Arter som går i vintervila eller blir inaktiva i kyla bör inte bli exponerade för ljus eller påverkade ekologiskt av ljus under vissa tider på året. Eftersom vintervila och aktivitet är beroende av art och även geografi är det dock svårt att dra några generella slutsatser.

10 Effekter av LED-belysning på arters fysiologi, beteende och ekologi

Som visats i tidigare avsnitt är det flera artgrupper och biologiska processer som teoretiskt kan påverkas av LED-belysning, exempelvis dygnsrytm, orienteringsförmåga, reproduktion och näringssök. LED och annan bredspektrumbelysning har alltså en potential att påverka beteenden, ekologi och biologisk mångfald. I detta avsnitt redovisas de empiriska belägg som finns för sådana effekter.

10.1 Leddjur (insekter och spindlar)

Några av de genomförda studierna pekar på LED som mer skonsam för insekter jämfört med andra typer av mer traditionella ljuskällor, men inte alla resultat är samstämmiga:

- I ett försök i Tyskland (Eisenbeis & Eick 2011) jämfördes hur insekter attraherades till gatubelysning av LED, HPS, halogenlampor, lysrör och kvicksilverlampor. Av dessa olika ljuskällor attraherade LED klart minst antal insekter (20% jämfört med kvicksilver), följt av HPS och lysrör (bägge kring 50 % jämfört med kvicksilverlampor). I försöket ingick LED med tre olika spektralfördelning (kall-vit, varm-vit och neutral-vit), men resultaten var detsamma för de tre LED-sorterna. Studien omfattade 13 olika insektsfamiljer. I studien fanns dock oklarheter kring påverkan av bland annat ljusstyrka, armatur och omgivningsfaktorer, så resultaten behöver säkras med vidare studier.

- I en amerikansk studie av belysning med effekter som varierade mellan 12 och 60 W²², motsvarande sådan som finns i handeln för fasader, trädgård och inomhusbelysning, attraherades generellt 40–45% färre insekter till LED-belysning jämfört med glödlampor (Justice & Justice 2016). Totalt fångades större antal insekter per timma med glödlampor än med kall-vit LED. Uppdelat på olika insektsfamiljer var skillnaden signifikant endast för fjärilar och tvåvingar (flugor och myggor) och inga skillnader noterades för steklar, skalbaggar eller för *Homoptera* (bladlöss, sköldlöss, dvärgstritar och cikador). Effekten noterades särskilt för kall-vit LED, där mängden fjärilar och tvåvingar som fångades var lägre än jämfört med glödlampan. Varm-gul LED fångade mindre antal fjärilar än glödlampor och halogenlampor. Även spindlar ingick i studien, men uppvisade ingen signifikant skillnad. Belysningsstyrkan för de olika ljuskällorna i experimentet är okänd. Lamporna var placerade direkt på marken i speciella insektsfällor.
- En annan amerikansk studie med fokus på inomhusbelysning (Longcore et al. 2015) gav resultatet att särskilt anpassad LED-belysning attraherade färre leddjur än kommersiell LED och lysrör²³. Anpassningen bestod här av att minska ljusstyrkan inom våglängder som man från tidigare kände till attraherar bin och nattfjärilar. Den anpassade LED belysningen hade betydligt högre belysningsstyrka än jämfört med kommersiellt tillgänglig LED och de lysrör som användes i experimentet, men var ändå mindre attraktiv för leddjuren. Insektsfällorna hängde direkt under lamporna på en 2,5 m hög ställning.
- I en brasiliansk studie jämfördes LED-belysning och lysrör, bägge med mycket låg ljusstyrka och avsedda för bostäder (Poiani et al. 2015). LED-belysningen attraherade här en tredjedel så mycket insekter som lysrören. Ljuskällorna som studerades hade samma färgtemperatur, lumen och CRI²⁴, men belysningsstyrkan anges ej i studien. Lamporna var placerade 40 cm ovanför fällorna och de olika ljuskällorna var 1,5 m isär.
- I en engelsk studie av traditionell utomhusbelysning (för parker och fasader) attraherade LED-belysning (13 W) färre insekter än andra ljuskällor (dvs. lysrör 20W och volframtrådlampa 100 W) (Wakefield et al. 2016)²⁵. Effekten var tydligast för i första hand tvåvingar (flugor och myggor) och i andra hand fjärilar. Det var ingen skillnad i attraktionskraft mellan kall-vit och varm-vit LED. Experimentet genomfördes genom att hänga lamporna 1,3 m ovan mark med insektsfällor under lamporna och utfördes på 18 platser i gräsmarksvegetation i södra Storbritannien. Insekter fångades in under en natt per plats. Belysningstyrka var ej angiven.
- I försök genomförda i Nya Zeeland attraherade belysning som fästs på kanten av en industrilokal med standard-LED (200 W, 4000 K) 48 % mer insekter än HPS (400 W) (Pawson & Bader 2014). I samma studie undersöktes även ifall LED med olika färgtemperatur som monterats 20 m från varandra på en höjd av 1,5 m attraherade olika mycket insekter. Färgtemperaturen visade sig inte ha någon signifikant betydelse för attraktionen av insekter för LED-lampor med färgtemperaturer mellan 2700–6500 K (12 mW). Även fast färgtemperaturen var olika hos de olika LED-lamporna så var våglängdsfördelningen mellan lamporna ganska likartad; en mindre topp i blått ljus (ca 450 nm) och en bredare fördelning av energi i ett större spektra (med topp i ca 550–600 nm). Belysningstyrka var ej angiven.

²² Lumen för dessa ljuskällor var 790–800. Färgtemperaturen var mellan 2850–3500 K men för kall vit LED var den 5000 K. Glödlampa 60 W, lysrör 15 W, halogen 43 W, LED varmgul 12 W, LED kall vit 12 W. Inga ljuskällor hade våglängder under 400 nm.

²³ Särskilt anpassad LED 3510, 2704, 2728 K; 827, 793, 795 lm. Kommersiellt LED (två st) 2700 K, 830 & 1065 lm. CHL (lysrör, två st) 2700 K, 790 & 1200 lm.

²⁴ LED 12 W, CRI Ra 80, 2700 K, 806 lm. CFL (lysrör) 20 W, CRI Ra 80, 2700 K, 1100 lm.

²⁵ CFL (lysrör) 20 W, 2700 K, 1100 lm; Volframtrådlampa 100 W, 2700 K, 970 lm; LED kallvit 13 W, 5000 K, 1130 lm; LED varm 13 W, 2700 K, 1060 lm.

- Holländska studier har visat att LED kan hämma reproduktionen hos insekter. Bland nattfjärilshonor på trädstammar som belysts med LED (grön, vit och röd) var färre parade jämfört med obelysta trädstammar, och effekten var kraftigast med grön LED (van Geffen et al. 2015). I experimentet placerades ljuskällan 1,5 m ovan mark och 2,5 m ifrån insektsfällan som var på trädstammen. De LED-lampor som användes var specialdesignade och endast uppgifter om effekt (20 W) och våglängdsfördelning är känt (där vit LED hade två toppar: en i ca 450 nm och en bredare topp i ca 560–640 nm, röd LED hade en topp i ca 620 nm och inget ljus i våglängder < ca 580 nm och > 660 nm, medan grön LED hade tre toppar: en mindre i 420 nm och två i 470 nm och 540 nm), samt att belysningsstyrkan för LED-belysningen generellt var 10 lux på trädstammen och < 0,1 lux i kontrollpunkten (van Geffen et al. 2015). Även larvutvecklingen hos nattfjärilar kan påverkas så att de fjärilar som utsätts för grönt eller vitt LED-ljus kläcks tidigare och blir mindre än de som utsätts för inget eller rött LED-ljus²⁶ (van Geffen et al. 2014). I experimentet var belysningsstyrkan på samma nivå (7 lux) för alla behandlingar men det är oklart exakt var mätningen av belysningsstyrkan utfördes.
- En engelsk studie har visat att LED också kan påverka andra beteenden hos insekter (Wakefield et al. 2015). Färre nattfjärilar gjorde undanmanövrar för attackerande fladdermöss under LED-belysning än i mörker. I detta fall gjordes dock ingen jämförelse med andra ljuskällor. LED-belysningen var uppsatt på 4 m meter höga stolpar och få specifika detaljer i övrigt om ljuskällan²⁷, förutom våglängdsfördelningen redovisas i studien. Belysningsstyrkan på nattfjärilarna uppmättes till 0–6580 lux.
- I en engelsk studie testades olika strategier för att minska attraktion av insekter till LED-belysning (Davies et al. 2017). LED-belysningen i experimenten hade olika våglängdsfördelning och var placerade 1 m ovanför marken. Ljuskällorna hade belysningsstyrkor (uppmätt på markytan under lampan) på 29,6 lux för kall-vit LED, (dimmad 50 %; 14,6 lux) och 18,2 lux för amber-LED (bärnstensfärgad för att minimera attraktion av insekter). Det är inte känt vilka övriga egenskaper ljuskällorna hade. Belysning med kall-vit LED attraherade leddjur (insekter och spindlar) till försöksytorna och ändrade även artsammansättningen. Med 50 % reducerad belysningsstyrka (dimring) av vit LED eller med amber-LED påverkades färre arter (vanliga arter). Den bästa effekten för att minimera attraktionen av insekter erhöles av en kombination av 50 % dimring och nedsläckning från midnatt till kl 04.00. På grund av att belysningstyrkan hos kall vit LED och amber-LED skiljer sig åt i experimentet är det inte möjligt att säga med säkerhet att den minimerade attraktionsförmågan hos amber-LED beror på våglängdsfördelningen.
- I en studie som undersökte attraktionsförmågan hos flera traditionella ljuskällor och LED genom insektsfällor placerade på marken konstateras att antal insekter som fångas skiljer sig signifikant mellan kvicksilverlampor (80 W) som attraherar mest och LED (22 W) som attraherar minst, men att det för övriga ljuskällor inte fanns några skillnader (van Grunsven et al. 2014). De övriga ljuskällorna som ingick i studien var CMH (45 W), LPS (26 W) och två sorters induktionslampor (85 W och 90 W).

Sammantaget pekar alltså dessa studier på att LED-belysning kan attrahera insekter, men att detta sker i signifikant lägre omfattning än traditionella och äldre ljuskällor (och undantaget LPS som visat sig ha lägre attraktion än LED i en studie). Ingen skillnad i påverkan mellan LED med olika spektralfördelning har kunnat beläggas, med undantaget av en studie där våglängden hos LED-lamporna specifikt anpassats utifrån bins och nattfjärilars attraktion till olika våglängder. Det finns indikationer på att rött ljus kan ha mindre attraherande effekt än andra våglängder.

²⁶ I denna studie användes specialdesignad belysning och tre lampor kombinerades för att skapa varje enskild behandling. Effekt är okänd, lumen varierar mellan lamporna (23–90 lm), belysningsstyrkan var 7 lux (oklart var) för alla behandlingar.

²⁷ Mini Iridium med 24 dioder

10.2 Fladdermöss

Många fladdermöss är mottagliga för ljus inom UV-området och för de ljusskyende arterna skulle därför LED-belysning kunna innebära mindre påverkan jämfört med övriga ljuskällor. Detta eftersom LED-belysning inte har UV-ljus. Fladdermössens attraktion till ljuskällor är också beroende av insekternas dito, så även på det sättet kan mindre påverkan förväntas av LED i jämförelse med andra ljuskällor.

- I Tyskland noterades minskad aktivitet av den mer ljustoleranta sydpipistrellen vid gatubelysning efter övergång från HG till LED, troligen beroende på att färre insekter attraherades till LED (Lewanzik & Voigt 2017). Aktiviteten hos trollpipistrell ökade med belysningsstyrka och trollpipistrell var den enda arten där byte av belysning hade en signifikant effekt genom ökad aktivitet. För övriga av de mer ljustoleranta arterna uteblev dock effekten av byte av ljuskälla. Inga effekter av belysningsstyrka kunde verifieras på aktiviteten hos sydpipistrellen i studien. Resultaten pekade också på att LED-belysningen är mindre avskräckande för de ljusskyende *Myotis*-arterna än HG. Effekt på lamporna i studien är okänd. Belysningsstyrkan uppmättes men det är oklart exakt hur det gjordes förutom att höjden för mätningen var 1,9 m (höjd på belysningsstolparna är okänd). Belysningsstyrkan varierade mellan 0,5 till 239,4 lux (medelvärde=41,8 ± 50,5 lux). Skillnader mellan ljuskällor i belysningsstyrka redovisas ej.
- I en engelsk studie noterades ingen attraktion till LED-belysning²⁸ för de mer ljustoleranta arterna av släktena *Pipistrellus*, *Nyctalus* och *Eptesicus*, som annars födosöker kring belysning (Stone et al. 2012). Experimentet genomfördes genom att studera fladdermusaktivitet med LED-belysning med tre nivåer av belysningsstyrka (3,6; 6,6; 49,8 lux på en höjd av 1,7 m under lamporna) och kontroller utan ljus. Aktiviteten hos de långsamflygande dvärghästsikonäsa och *Myotis spp.* minskade med LED-belysning, även med låga belysningsstyrkor om 3,6 lux. I studien diskuteras att både LED och HPS verkar avskräckande på de ljusskyende *Myotis*-arterna samt dvärghästsikonäsa, om än mindre avskräckande än HG (Stone et al. 2012).
- Vid byte från LPS till LED i gatubelysning i en annan engelsk studie noterades ingen ändring i förekomst eller beteende hos de arter som attraheras till belysning (sydpipistrell, dvärgpipistrell och *Nyctalus spp.*)– de verkade fortsätta födosöka kring belysningen på samma sätt som tidigare (Rowse et al. 2016). De ljusskyende arterna (*Myotis spp.*, *Plecotus spp.* och *Rhinolophus spp.*) undvek generellt båda ljuskällorna. Experimentet använde sig av befintlig gatubelysning (24 stolpar) där två stolpar (LPS) matchades och en blev utbytt mot LED. Mätningar av fladdermusaktiviteten genomfördes före och efter bytet av ljuskälla. LPS varierade mellan 26 W–91 W, medan LED-lamporna varierade mellan 10 W–107 W. Belysningstyrkan i experimentet varierade beroende på ljuskälla (LPS och LED) samt effekt, från 2 lux till 178 lux uppmätt 1,8 m ovan marken direkt under lampan. Stolphöjd varierade mellan 5 och 10 m. På grund av dessa förutsättningar är det svårt att veta med säkerhet vilka aspekter som var mest avgörande för fladdermössens beteende; de olika ljuskällorna eller belysningsstyrkorna.
- En undersökning utförd på dimrad vägbelysning med LED²⁹ visade att belysning på full effekt (100%) och belysning som reducerats till 50 % ökade aktiviteten hos de mer opportunistiska arterna men reducerade aktiviteten hos ljusfobiska *Myotis spp.* (Rowse et al. 2018). En reduktion till 25 % av full effekt påverkade inte signifikant aktiviteten hos vare sig *Pipistrellus pipistrellus* eller *Myotis spp.* jämfört med obelysta områden. Studien visar att det förmodligen är möjligt att sänka effektnivån på belysningen och därmed undvika

²⁸ Varje lampa (Monaro LED) bestod av 24 dioder 2,4 W.

²⁹ LED 97 W på 10 m höga stolpar. Nivåer om 100 %, 50 % och 100 % om normala testades. Belysningsstyrka och stolpavstånd redovisas ej i studien.

påverkan på båda grupper av fladdermöss, det vill säga både de känsliga, ljusfobiska fladdermössen och de mer snabbflygande och ljustoleranta fladdermöss.

- En undersökning längs kusten i Lettland visade att grönt ljus³⁰ (ej LED) kan attrahera migrerande fladdermöss (*Pipistrellus*) på avstånd om 23 m som är bortanför deras ekolokalisationsförmåga (Voigt et al. 2017). Detta tyder på att fladdermössen uppvisar fototaxi (attraktion till ljus) snarare än att de attraheras till ljuskällorna på grund av ökad andel insekter.
- Ett experiment³¹ utfört i naturmiljöer (utan befintliga artificiella ljuskällor) i Nederländerna jämförde effekterna på fladdermusaktivitet av ljuskällor med våglängdsspektrum som var vitt, grönt och rött³² ljus från gatubelysning med kontroller utan ljus (Spoelstra et al. 2015; Spoelstra et al. 2017). Belysningsstyrkan i behandlingarna i experimentet var på likartad nivå (7,6 lux uppmätt på marken under lamporna³³), förutom för kontrollen som var utan artificiellt ljus. Korttidsresultat från 3 natters mätningar av fladdermus aktivitet visar att *Pipistrellus* är mer attraherad till grönt ljus jämfört med vitt, rött och mörker (Spoelstra et al. 2015). Resultaten från längre tid (30 nätter per år under fem år) visar att de ljusskyende *Myotis* och *Plecotus* undviker vitt och grönt ljus men var lika vanliga i rött ljus som i mörker. *Pipistrellus* däremot som attraheras till artificiellt ljus ökade i vitt och grönt ljus men förekom i samma omfattning i rött ljus och i mörker. För arter av *Nyctalus* och *Eptesicus* påvisades inga skillnader i aktivitet som berodde på ljusexperimentet. *Pipistrellus* attraktion till vitt och grönt ljus förklaras till viss del av att antalet insekter även ökade i detta ljus.

De studier som finns tillgängliga i dagsläget antyder att en övergång till LED-belysning (från HG) kan komma att minska påverkan på fladdermöss i urbana miljöer (Lewanzik & Voigt 2017), eller åtminstone inte leda till någon ökad påverkan som vid övergång från LPS till LED (Rowse et al. 2016). De ljusskyende arterna verkar undvika alla typer av belysning och är extra känsliga även för låga belysningsstyrkor. Resultat från en studie visar att röd LED (ljus i våglängder om ca 590–650 nm) inte verkar påverka vare sig ljustoleranta eller ljusskyende fladdermöss jämfört med vitt ljus och grönt ljus och är därför att rekommendera i speciellt känsliga miljöer.

10.3 Fåglar

Det finns ett antal studier som omfattar effekter av LED-belysning på vilda fåglar, främst talgoxar, men ingen av dessa har jämfört LED med andra ljuskällor.

- I Nederländerna visades att när fågelholkar som användes av talgoxar exponerades för LED-belysning (10 lux vid öppningen på fågelholken med våglängder mellan 380–780 nm och toppar på 450 nm och 600 nm) ökade honorna sitt födointag under en av perioderna som studerades men effekter av ljus på övriga aktiviteter, liksom viktökning av talgoxeungarna, uteblev (Titulaer et al. 2012).
- I ett belgiskt försök där talgoxar utsattes för experimentell belysning av vit LED i fågelholkar (en diod på 0,06 W gav 1,6 lux i botten av holken) sov fåglarna kortare och spenderade mindre tid i holken jämfört med obelysta holkar (Raap et al. 2016c; Raap et al. 2015). Honorna sov dock mer under natten efter ljusbehandlingen så till en viss del verkar mindre sömn kunna kompenseras för (Raap et al. 2016c). Ungar som föddes upp i holkar som belystes två nätter (en diod på 0,06 W gav 3,0 lux i botten av holken) tillväxte sämre men inga signifikanta fysiologiska stressreaktioner på oxidativ status kunde bekräftas (Raap et al.

³⁰ Med grönt ljus avses här monokromatiskt ljus i våglängden 520 nm (i detta experiment användes laser).

³¹ Belysningen (5 stolpar som var 4 m höga) placerades längs en transekt på 100 m. Avståndet mellan transekterna varierade. Varje transekt fick en slumpmässig behandling (av de olika ljuskällorna eller kontroll/ej ljus). Experimentet uppfördes på 8 platser. Två stolpar på varje transekt placerades i skogen medan två placerades i öppen terräng.

³² Det röda ljuset hade energi i våglängderna ca 590–650 nm.

³³ Armaturer som användes var Philips Residium FGS224 (36 W) på 4 m höga stolpar.

2016a) medan sänkta värden på andra fysiologiska variabler, såsom haptoglobin som är kopplat till immunförsvaret, kunde verifieras (Raap et al. 2016b).

- I ett fältexperiment i Nederländerna som bestod av 8 platser med fyra replikat om 5 st 4 m höga stolpar längs en 100 m transekt med LED-lampor med rött³⁴, vitt³⁵, och grönt³⁶ ljus jämfördes olika beteende hos fåglar med effekter av stolpar utan ljuskällor i (Spoelstra et al. 2015). Belysningstyrkan i experimentet normaliserades så att nivån var samma oavsett våglängdsfördelning, dvs. 8,2 lux på markytan direkt under lampan. I en två-årig studie observerades att talgoxar lade sina ägg tidigare under ett av åren, när de exponerades för grönt och vitt ljus, medan övriga effekter på beteendet hos talgoxe och svartvit flugsnappare och påverkan på ungarnas överlevnad varierade ganska mycket (de Jong et al. 2015). Påverkan på vuxna talgoxar visar att de har högre nivåer av stresshormonet kortikosteron då de utsätts för vitt och till en viss del rött ljus jämfört med grönt ljus och mörkerbehandlingen (Ouyang et al. 2015). En annan studie av talgoxar i experimentet visade att tre hanar som häckade nära gröna och röda ljuskällor trots detta inte blev exponerade för mera ljus jämfört med fåglar som häckade längre ifrån ljuskällorna. Detta tyder på att fåglar i icke-urbana miljöer kan undvika att exponeras för höga ljusnivåer under natten (de Jong et al. 2016a). De sångfåglar (av flera arter) som utsattes för nattbelysningen i experimentet började inte sjunga tidigare på morgonen än fåglar i obelysta referensområden (Da Silva et al. 2017). Resultaten är förvånande eftersom de kan peka på att den tidigare starten av morgonsången hos fåglar i urban miljö har andra orsaker än artificiell belysning. Detta bekräftas av en studie i Colombia på morgonsparv som visat att buller snarare än artificiellt ljus (ej specifikt LED) tidigarelägger morgonsången (Dorado-Correa et al. 2016), men det finns även studier (ej LED) som visar det motsatta för europeiska sångfåglar (Da Silva et al. 2014).
- En kontrollerad studie visade att nykläckta ankungar som utsätts för vitt ljus och olika monokromatiska våglängder (men samma belysningstyrka på 0,1 W/m²) i tre och sex veckor var mer aktiva i vitt (400–700 nm) och gult (600 nm) ljus medan de var mindre aktiva i blått ljus (460 nm) (Sultana et al. 2013).

Studierna visar att fåglars cirkadianska rytm, fysiologi och reproduktion kan påverkas av LED-belysning men att de exakta nivåerna för exponering av belysningstyrka och effekterna på fåglarna inte ännu är helt kartlagd, liksom ifall deras överlevnad kan påverkas på längre sikt. Detta beror till viss del på att studierna som genomförts använt olika experimentell design och studerat effekterna under olika tidsperioder.

Områden och platser av relevans för fåglars överlevnad såsom exempelvis häckningsplatser bör ej belysas eftersom effekterna av belysningen kan påverka fåglar på okända eller negativt sätt. Studier av vuxna talgoxar indikerar att stresspåverkan av grönt ljus är mindre än vitt och rött ljus (Ouyang et al. 2015).

10.4 Fiskar

LED med vitt ljus (där även blått ljus ingår) kommer att medföra att blått ljus kommer att kunna penetrera djupare ner i vattnet och därmed påverka mer organismer än traditionella ljuskällor (Davies et al. 2014). Det beror på vattnets egenskaper, där de längre våglängderna sällas bort först när ljuset tränger ner i vattnet. Vattnets egenskaper kan därför även påverka vilka våglängdsfördelningar som når längre ned i vattnet, såsom är skillnaden mellan havsvatten och insjövatten. Dessutom spelar även storleken av belysningstyrkan hos ljuskällan in eftersom lägre belysningsstyrkor inte kommer nå lika långt i vattnet. Dessa olika aspekter kommer att vara

³⁴ ClearField red light i 36 W armatur, Philips.

³⁵ Fortimo white i 36 W armatur, Philips.

³⁶ ClearSky green i 36 W armatur, Philips.

avgörande ifall man ska utvärdera de ekologiska effekterna av byte till LED på fisk och vattenmiljöer.

Huvudsakligen följande två studier har genomförts för att undersöka effekterna av LED på fiskar eller vattenlevande organismer (med tydlig koppling till fisk i näringskedjan):

- I ett experiment vid en kaj i Sydney hamn i Australien sattes tio LED³⁷ spotlights upp och fiskarnas predation/födosök på ryggradslös marin fauna som satt fast på skivor i experimentet studerades i jämförelse med dagsljus och med naturliga nattljusförhållanden (dvs. mörker)(Bolton et al. 2017). Förekomsten av fisk var högst i mörker men de var då även relativt inaktiva. Predation var högst dagtid och med artificiell belysning. Predationen under ljusförhållandena gjorde att den fastsittande marina faunan förändrades i sin sammansättning. Studien visar att artificiellt ljus, såsom LED, som är dagsljuslikt kan leda till ekologiska konsekvenser på flera trofiska nivåer i marina miljöer.
- I Tyskland utfördes akvarieexperiment med abborre med LED-lampor³⁸ av tre olika färger (röd, grön, blå) under natten som visade att fiskarnas melatoninrytm var påverkad av alla färgerna men minst av den blåa LED-lampan (Brüning et al. 2016). Resultaten kan förklaras till en del av att abborre har högst känslighet för ljus i topparna 540 nm (grönt ljus) och 650 nm (rött ljus) (Cameron 1982). Känslighet i dessa våglängder stämmer även överens med de habitat som abborren rör sig naturligt i, dvs. från grunt vatten till djupare men inte så djupt som i riktigt djupa havsvatten. Ingen av LED-lamporna i experimentet påverkade genuttryck av gonadotropiner (som används fysiologiskt för att stimulera könskörtelfunktionen). I experimentet ingick även vitt ljus från lysrörslampor med olika belysningsstyrkor och där fann man en påverkan på genuttryck av gonadotropiner redan när belysningsstyrkan var 1 lux. Belysningsstyrkan hos LED-lamporna var hos de blå och röda LED tämligen låga: 0,15 lux och 0,62 lux uppmätt vid vattenytan. Sådana belysningsstyrkor är realistiska på vattenytan ifall det finns vägbelysning några meter ifrån vattnet, stark belysning längre ifrån vattnet, eller ifall man har vägbelysning i närheten samtidigt som det förekommer himlaglim och/eller månsken (Brüning et al. 2016).
- Ett välbeskrivet akvarieexperiment som utfördes i Italien använde sig inte av LED utan halogen men studien går ändå att dra slutsatser av för andra ljuskällor, såsom LED. Studien undersökte fiskars beteende under olika ljusintensiteter³⁹ samt med olika färger⁴⁰ i två separata experiment (Marchesan et al. 2005). Experimentet med olika våglängder genomfördes genom att använda sig av filter som stänger ute de flesta andra våglängder än de man avser studera. Fem fiskar av kommersiellt intresse ingick i studien: havsabborre, storhuvad mulle, guldsparid, och *Lithognathus mormyrus*, en havsrudefiskart.

Studien visade att storhuvad mulle och guldsparid var de mest attraherade till ljus och att attraktionen ökade med ljusintensiteten. *Lithognathus mormyrus* attraherades till ljuset enbart vid låga ljusintensiteter medan havsabborren inte verkade påverkas nämnvärt av ljuset, oavsett intensitet. Storhuvad mulle visade hög attraktion även till de separata våglängderna men i högre grad mot de kortare våglängder (violett och blått), medan rött ljus inducerade repellerande beteende. Havsabborren repellerade mot ljus av kortare våglängderna (blått och grönt) medan guldsparid var repellerad av alla våglängder.

³⁷ 4050 lumen. Cirka 160 lux uppmättes där fastsittande ryggradslösa marina djuren befann sig.

³⁸ Blå: 0,15 lux, grön: 2,2 lux, röd: 0,62 lux, där alla LED-lampor kalibrerades till 0,021 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$.

³⁹ Åtta ljusintensiteter ingick: 0, 2 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$, 4 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$, 10 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$, 20 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$, 30 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$, 41 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$, 53 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$, och 68 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$. Ljusintensitet uppmättes i mitten av akvariet, 30 cm från glaset (130 cm från ljuskällan Strand Harmony 22 illuminator med 1000 W halogen lamp).

⁴⁰ Sex färger ingick: violett (topp vid ca 410 nm), blått (topp vid ca 460 nm), grönt (topp vid ca 525 nm), gult (topp vid ca 580 nm), orange (topp vid 600 nm) och rött (topp vid ca 650 nm). Alla: 4 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$. Ljusintensitet uppmättes i mitten av akvariet, 30 cm från glaset (130 cm från ljuskällan Strand Harmony 22 illuminator med 1000 W halogen lamp).

Lithognathus mormyrus visade inte några anmärkningsvärda reaktioner på det färgade ljuset.

Resultaten visar, ihop med tidigare studier, att olika arter fiskar kan reagera olika på ljus och att redan mycket låga ljusintensiteter kan påverka fiskars beteende. Fiskarnas responser till olika våglängder av ljus är kopplat till deras ekologi och de visuella systemen. Resultaten visar att fiskars responser kan skilja sig åt även mellan hur snabbt de reagerar samt att man kan få olika grad av reaktioner beroende på i vilken ordning som de exponeras för olika våglängder av ljus. Fiskar är en komplex grupp där många arter har specialiserat sin syn utifrån det habitat de lever i och som styr deras responser till ljusintensitet och olika våglängder av ljus. Detta betyder att det är svårt att säga nåt generellt om effekten av LED på olika fiskarter men eftersom det visat sig att fiskar kan ha hög känslighet för låga ljusmängder i vattnet, finns en potentiell risk för påverkan av LED-belysning på vissa arters överlevnad eftersom predationen kan förändras.

10.5 Terrestra växter

För vildväxande växter finns få studier som visar på effekter specifikt av LED-belysning men en del studier är gjorda på odlade grödor och olika typer av LED. Det finns även en lång tradition inom växtfysiologisk forskning av studier på olika våglängder och ljuskvantitet på växter under kontrollerade förhållande som direkt kan jämföras med den artificiella utomhusbelysningen. För att komma tillgodo för fotosyntesen krävs oftast 200–300 $\mu\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ för en god tillväxt för grödor som har normalt ljusbehov, medan lägre nivåer räcker för mer skugganpassade arter. Rent generellt är det oftast mängden ljus som begränsar responsen hos gröna växter och träd eftersom många arter är anpassade till dagsljusförhållanden (ca 10 000–100 000 lux).

Det har noterats att LED liksom andra ljuskällor kan orsaka tidigare lövsprickning (Bennie et al. 2016), men ingen direkt jämförelse av olika ljuskällors effekter på växter finns till hands.

Två studier har visat att artificiellt ljus utomhus kan påverka ekosystem:

- I ett kontrollerat experiment⁴¹ i Storbritannien undersöktes ljusets nattliga effekter på effekter på bladlöss och stor käringtand (*Lotus pedunculatus*) (Bennie et al. 2015a). Här användes både kall-vit LED⁴² och amber-LED⁴³ med en belysningsstyrka på 10–15 lux (på markytan respektive 20 cm ovan markytan). Resultaten visar att antalet blomställningar på stor käringtand var färre när växterna utsattes för nattlig belysning än i kontrollerna (i kombination med förekomst av bladlöss). När bladlössen under hösten enbart hade blomställningarna att livnära sig på i experimenten minskade antalet löss som en indirekt effekt av ljusbehandlingen av amber-LED. Detta visar att det kan finnas botten-upp effekter av utomhusbelysning i naturliga ekosystem.
- I ett experiment som använde sig av samma design undersöktes effekterna av nattlig LED-belysning⁴⁴ på bondbönan *The Sutton* (en dvärgbondböna) och bladlöss som livnärde sig på bondbönan, visades att biomassan av bondbönan minskade i de belysta behandlingarna (Sanders et al. 2015). Minskningen av biomassan ledde troligen även till att bladlössen minskade i behandlingarna, något som också visar att belysningen kan ha effekter på flera olika typer av organismer i de ekosystem som påverkas.

I studierna som utförts redovisas inte vilka fysiologiska responser som ligger bakom reduktionen i blomställningar respektive biomassa, det är därför svårt att veta vad responsen beror på. När växter exponeras kontinuerligt för svaga ljusmängder som teoretiskt kan hålla

⁴¹ Dioder monterades fast 80cm ovan markytan och bestod av kall-vit LED, 6000 K.

⁴² Våglängdsfördelningen hade två toppar: en i blått 445 nm och en annan topp mellan 500 och 650 nm.

⁴³ Våglängdsfördelningen hade en topp i orange färg: 588 nm och var designad att vara monokromatisk för att efterlikna LPS.

⁴⁴ Belysningsstyrkan var mellan 10–40 lux (ca 30 lux). Våglängdsfördelningen hade två toppar: en i blått (445 nm) och en annan topp mellan 500 och 650 nm.

fotosyntesen aktiv (över 10 lux) kan detta även påverka växternas förmåga att respirera (då de omvandlar den lagrade glukosen till energi och CO₂) och därmed energibalans och tillväxt. För att veta exakt inverkan av LED-belysningen i experimenten hade därför krävts mer ingående analyser av exempelvis tillväxt/tidsenhet och en beskrivning av morfologisk inverkan eller analys av fotosyntes och respiration för att avgöra ifall effekterna av artificiella ljuset beror på påverkan på energiprocesser eller ifall de beror på en påverkan via fotoreceptorsystemen. Om exempelvis biomassa minskningen är kopplad till en högre längdtillväxt tyder det på att balansen i ljusets våglängdsfördelning orsakat detta.

Studier av LED-belysning utomhus visar på responser av växter som är exponerade för 10–15 lux i markytan vilket även kan påverka de insekter som lever på växterna. Det är dock inte helt entydigt vilka mekanismer som ligger bakom responserna eller ifall det har en betydelse för växternas överlevnad. Det är troligt att träd påverkas av LED-belysning på samma vis som visats för andra typer av belysning (påverkan på lövsprickning och lövfällning på hösten) eftersom de kan exponeras för högre belysningsstyrkor närmare ljuskällorna.

10.6 Övriga

Det är få studier som adresserar effekterna av LED-belysning på övriga vilda däggdjur, groddjur, eller kräldjur. Groddjur har dock mycket känsligt seende i mörker och beteenden som är direkt kopplade till överlevnad och reproduktion har visat sig påverkas i studier som genomförts med andra ljuskällor än LED. Detta gör groddjur till en extra utsatt djurgrupp avseende påverkan av artificiellt ljus.

Studier av LED-belysning inom fjäderfäproduktion och fiskodling (Borille et al. 2013; Choi et al. 2016; Sultana et al. 2013) pekar på olika fysiologiska effekter av LED med olika färg, men dessa resultat är svåra att översätta till effekter på djur i det fria.

- En amerikansk studie av ekonomiskt betydelsefulla kammusslor i marin miljö visade att musslorna simmar mindre i experimentell LED-belysning⁴⁵ än utan belysning (Siemann et al. 2015), men studien gjorde ingen jämförelse med andra ljuskällor och upplägget av studien gör att det är oklart hur resultaten kan översättas till andra sammanhang.
- Ett experiment som undersökte effekterna av olika färger och ljusstyrkor av LED-lampor på kräftdjuren *Calanus* spp. (ett slags djurplankton) genom att använda sig av akvarier för att skapa kontrollerade miljöer (Båtnes et al. 2015). Planktonen uppvisade negativ fototaxis till ljuskällorna och gränsen för ljuskänslighet låg på 10⁻⁸–10⁻⁶ μmol s⁻¹ m⁻², medan känsligheten för rött ljus var tre gånger högre. Djurplanktonen förekommer normalt i djupare vatten (där en större proportion av blått och grönt ljus förekommer) och därför förväntas inte att rött ljus har samma ekologiska påverkan på djurlanktonen. Studien utfördes för att undersöka betydelsen av olika former av naturligt förekommande ljus och hur det påverkar djurplanktonens migration i vattnet, med speciellt fokus på arktiska förhållanden och nätter. Studien visar att *Calanus* spp. kan påverkas av ljus från natthimlen ner till 70–80 m, av månsken ner till 120–170 m och av norrsken ner till 80–120 m djup i havet.
- Ett experiment som studerade effekten av LED-belysning⁴⁶ på leddjur längs en flod i urban miljö i Columbus, Ohio, visade att belysningen medförde att spindeldensiteten minskade, samt att familjediversitet och biomassa hos insekter med vattenlevande stadier minskade medan de landlevande leddjurens (insekternas) biomassa ökade kraftigt (Meyer & Sullivan 2013). Studien använde sig dock av relativt stark belysning i utomhussammanhang, mer än

⁴⁵ LED 20 W, 3000 K, 2150 lm och 960 lux på 1 m avstånd från ljuskällan.

⁴⁶ Bredspektrum LED användes, 10–12 lux uppmättes 1 m ovanför vattenytan.

10 gånger högre än de lägsta ljusnivåer som uppmättes från artificiella belysningen längs floden innan experimentet startades (dvs. 0,5–4 lux).

- I ett 12 veckor långt experiment använde sig Davies et al. (2015) av PVC paneler i vattnet och undersökte effekterna olika belysningsstyrka av LED (jämfört med obelysta paneler) på epifaunan, dvs. bottenlevande djur som lever ovanpå botten. Ljuskällorna bestod av kall-vit LED med belysningsstyrkor på 19 lux och 30 lux på vattenytan som sattes på under natten. Panelerna där förekomsten av epifaunan studerades satt 20 cm under vattenytan. För den fastsittande faunan så fanns fler maskar (av arten *Spirobranches lamarcki*) på panelerna som utsattes för artificiellt ljus, medan förekomsten av arten *Botrylloides leachii* (en art av manteldjur) var lägre på panelerna som utsattes för artificiellt ljus och arten *Plumularia setacea* (en art av nässeldjur) hade lägre antal där panelerna utsattes för artificiellt ljus, men endast i behandlingen med ljusstyrka om 30 lux. För rörlig leddjursfauna så var andelen av både kräftdjuren *Metis ignea* och *Corophium* sp. signifikant högre i behandlingen med 30 lux. Belysningsstyrkan som användes i experimentet var jämförbara med de nivåer (5–21,6 lux) som uppmättes på vattenytor som belystes under naturliga förhållanden. Resultaten visar att artificiell belysning nattetid i närheten av vatten såsom från bebyggelse, sjötransporter och havsbaserade anläggningar kan förändra artsammansättningen av marin epifauna.
- I ett kontrollerat experiment i ett sub-alpint vattendrag i norra Italien undersöktes effekterna av varm-vit LED⁴⁷ på bottenlevande mikroorganismer såsom plankton och cyanobakterier (Grubisic et al. 2017). Artificiellt ljus användes under tre veckor i mars och i september. Belysningen sattes då av och på automatiskt vid gryning och skymning. Biomassan var signifikant lägre under belysta förhållanden än jämfört med kontroller under både vår och höst, medan proportionen av cyanobakterier minskade under våren under belysta förhållandena. Experimentets belysningsstyrka låg på motsvarande nivåer som vattendrag kan utsättas för i miljöer som är ljusförorenade. Resultaten visar att sammansättningen av bottenlevande mikroorganismer kan påverkas signifikant vilket i sin tur kan påverka andra trofiska nivåer i ekosystemen. En faktor som kan påverka när man utför experiment i vattenmiljöer är under vilka perioder på året som experimenten genomförs eftersom både biomassan och artsammansättning av mikroorganismerna strikt följer årstiderna.

Sammanfattat saknas studier gjorda på många däggdjur men även groddjur och kräldjur, varav några kan ha hög ljuskänslighet och därför bör prioriteras i framtida studier. Utförda studier visar att plankton kan ha positiv fototaxis vid extremt låga ljusnivåer och att en påverkan av artsammansättningen av bottenfaunan och bottenlevande organismer sker vid sådana belysningsstyrkor som kan förekomma när utomhusbelysning används i närheten av vatten.

11 Prioriteringar för naturvårdande åtgärder

Bland de rekommendationer för åtgärder för att minimera belysningens negativa effekter som lämnas nedan finns sådana som kan tillämpas överallt och för all belysning. Men det finns även sådana åtgärder som innebär ökade kostnader eller risk för konflikt med mål för trygghet och säkerhet, och därför är motiverade endast på de platser och tider där särskilda naturvårdshänsyn krävs. Ett tydligt underlag behövs för att identifiera de områden eller situationer där särskilt anpassad belysning bör prioriteras. Trafikverkets riktlinje landskap (Trafikverket 2016) tar i dagsläget inte upp störning från ljusföroreningar. Det är dock lämpligt att riktlinje landskap bör kompletteras avseende ljusföroreningar, samt att motsvarande

⁴⁷ 3000 K, 20,3±1,8 lux (medelvärde och S.D.) i de upplysta delarna, motsvarande 0,31 $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$. Våglängdsfördelningen uppvisade två toppar, en i 450 nm och en i ca 600 nm.

dokument som är riktade mot andra områden (exempelvis belysning och trafiksäkerhet) även uppdateras i enlighet med rekommendationer och slutsatser i denna rapport.

Eftersom riktlinje landskap saknar rekommendationer avseende ljusföroreningar så bör i dagsläget istället åtgärdsbehoven kunna härledas från den lagstiftning som är gällande samt transportpolitiska mål och de nationella miljö kvalitetsmålen. Det transportpolitiska hänsynsmålet innebär bland annat att Sveriges transportmyndigheter ska bidra till att Sveriges miljömål nås. I miljömålen ingår att "arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer ska värnas", och att "arter ska kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd". Vare sig transportpolitiska målen eller miljö kvalitetsmålen tar dock upp de ekologiska effekterna av artificiellt ljus.

I detta kapitel beskrivs det juridiska ramverk där ekologiska effekter av artificiellt ljus hanteras i dagsläget.

11.1 Lagstiftning

11.1.1. Väglagen, lag om byggande av järnväg och plan- och bygglagen

Väglagen (SFS 1971:948) kapitel 1 allmänna bestämmelser, 3 a § anger att Miljöbalken ska tillämpas vid prövning enligt väglagen:

3 a §/Träder i kraft I:2019-01-01/ Vid prövning av ärenden enligt denna lag tillämpas 2-4 kap. och 5 kap. 3-5 §§ miljöbalken. Fastställande av vägplan enligt denna lag ska då jämföras med meddelande av tillstånd enligt miljöbalken.

Prövningsmyndigheten ska tillämpa det som sägs om mark- och miljödomstolens handläggning i 22 kap. 13 § miljöbalken. Lag (2018:1411).

Liknande lydelse vid planläggning av järnväg och vid prövning av ärenden om byggande av järnväg återfinns i lag om byggande av järnväg (SFS 1995:1649), kapitel 1, 3 §.

Väghållning och underhåll av järnväg

4 § Väghållning omfattar byggande av väg och drift av väg.

Vid väghållning skall tillbörlig hänsyn tas till enskilda intressen och till allmänna intressen, såsom trafiksäkerhet, miljöskydd, naturvård och kulturmiljö. En estetisk utformning skall eftersträvas. Lag (1998:803).

Liknande lydelse finns i lag om byggande av järnväg i kapitel 1 allmänna bestämmelser, 3 §:

Vid planläggning, byggande och underhåll av järnväg ska hänsyn tas till både enskilda intressen och allmänna intressen såsom miljöskydd, naturvård och kulturmiljö. En estetisk utformning ska eftersträvas. Lag (2018:1417).

Byggande

I väglagen anges under byggande av väg att:

13 § När en väg byggs ska den ges ett sådant läge och utformas så att ändamålet med vägen uppnås med minsta intrång och olägenhet utan oskäligen kostnad. Hänsyn ska tas till stads- och landskapsbilden och till natur- och kulturvärden.

Samma lydelse för järnväg återfinns under kapitel 1 allmänna bestämmelser (4 §) i lag om byggande av järnväg.

Vidare står i väglagen:

14 § Inom område med detaljplan eller områdesbestämmelser får väg inte byggas i strid mot planen eller bestämmelserna. Om syftet med planen eller bestämmelserna inte motverkas, får dock mindre avvikelser göras.

Gäller naturvårdsföreskrifter eller andra särskilda bestämmelser för marks bebyggande eller användning än som avses i första stycket skall väg byggas så, att syftet med bestämmelserna inte motverkas.

Om det finns särskilda skäl, får regeringen eller myndighet som regeringen bestämmer medge undantag från bestämmelser som avses i andra stycket. Lag (1987:459).

I lag om byggande av järnväg återfinns liknande bestämmelser med undantag av andra stycket om naturvårdsföreskrifter, däremot står (kapitel 1 allmänna bestämmelser, 5 §, andra stycket):

En järnväg får inte byggas så att syftet med skyddsföreskrifter eller andra särskilda bestämmelser för användning av bebyggelse, mark eller vatten motverkas.

Planernas innehåll och underlag

I väglagen (16 a §) och i lagen om byggande av järnväg (9 §) anges att planen skall innehålla uppgifter om:

(1.) skyddsåtgärder och försiktighetsmått som ska vidtas för att förebygga störningar och andra olägenheter från trafiken eller anläggningen

(2.) verksamheter eller åtgärder som enligt bestämmelser i miljöbalken ska undantas från förbud eller skyldigheter enligt balken.

Det framgår även att tillsammans med planen ska följande underlag finnas (i väglagen i vägplanens innehåll och underlag till planen, 16 a § och i lag om byggande av järnväg i järnvägsplanens innehåll och underlag till planen, 9 §):

(3.) en miljökonsekvensbeskrivning eller, om ett vägprojekt/järnvägsprojekt inte kan antas medföra en betydande miljöpåverkan, uppgifter om verksamhetens förutsebara påverkan på människors hälsa och på miljön.

Miljökonsekvensbeskrivning skall således ingå för projekt som kan antas medföra betydande miljöpåverkan, medan övriga typer av projekt skall innehålla uppgifter om verksamhetens förutsebara påverkan på miljön och människors hälsa.

Samråd

Samrådet ska avse vägens/järnvägens lokalisering, utformning och miljöpåverkan (väglagen samråd 14 b §, lag om byggande av järnväg, kapitel 2 järnvägsplan m.m., 2 §).

Om vägen/järnvägen medför betydande miljöpåverkan ska "samrådet även avse innehåll i och utformning av sådan miljökonsekvensbeskrivning som ska finnas tillsammans med järnvägsplanen" (väglagen samråd 14 b §, punkt 2, och i lag om byggande av järnväg, kapitel 2 järnvägsplan m.m., 2 §, punkt 2).

Plan- och bygglagen

Väglagen gäller dock enbart för allmän väg. För exempelvis kommunala gator så planläggs de istället enligt plan- och bygglag (SFS 2010:900) men liknande lydelse återfinns även här, exempelvis i kapitel 2 allmänna och enskilda intressen, 3 §:

Planläggning enligt denna lag ska med hänsyn till natur- och kulturvärden, miljö- och klimataspekter samt mellankommunala och regionala förhållanden främja

- 1. en ändamålsenlig struktur och en estetiskt tilltalande utformning av bebyggelse, grönområden och kommunikationsleder,*
- 3. en långsiktigt god hushållning med mark, vatten, energi och råvaror samt goda miljöförhållanden i övrigt*

I plan- och bygglagen står dessutom mer specifikt i kapitel 2, 6 §, avseende planläggning som inte kräver lov, att bebyggelse och byggnadsverk ska utformas och placeras på ett sätt som är lämpligt med hänsyn till "1. stads- och landskapsbilden, natur- och kulturvärdena på platsen och intresset av en god helhetsverkan" att detta första stycke även gäller i fråga om skyltar och ljusanordningar.

Lagstiftningen för vägar och järnvägar innehåller således regler som pekar på att kunskap om miljöeffekter (där effekter från ljus ingår om det är relevant) behöver finnas och beaktas vid prövning av nya vägar/järnvägar och regler som anger att hänsyn ska tas även vid vägens drift (väghållning) och vid underhåll av järnväg. I plan- och bygglagen anges att hänsyn skall tas till miljöaspekter och främja grönområden och goda miljöförhållanden, samt att planläggning som inte kräver bygglov ska utformas som är lämpligt med hänsyn till naturvärden.

11.1.2. Miljöbalken och artskyddsförordningen

Såsom beskrivits tidigare i texten definieras miljöhänsynen mera specifikt i Miljöbalken, MB (SFS 1998:808) och när det gäller påverkan av ljusföroreningar är Artskyddsförordningen (SFS 2007:845) samt MB:s kap 7 om skydd av områden troligtvis de mest relevanta lagrummen.

Miljöbalkens hänsynsregler (SFS 1998:808, 2 kap 3 §) lyder:

Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. I samma syfte skall vid yrkesmässig verksamhet användas bästa möjliga teknik. Dessa försiktighetsmått skall vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Väglagen och lag om byggande av järnväg pekar också på de regler som finns kring identifiering, bedömning och beskrivning av miljöeffekter (kapitel 6 i MB). Ljusföroreningar ingår i dessa fall under sådana omständigheter då det är relevant.

I artskyddsförordningen står exempelvis om fridlysning i 4 §:

- I fråga om vilda fåglar och i fråga om sådana vilt levande djurarter (som i bilaga 1 till denna förordning har markerats med N eller n) är det förbjudet att*
- 2. avsiktligt störa djur, särskilt under djurens parnings-, uppfödnings-, övervintrings- och flyttperioder,*
 - 4. skada eller förstöra djurens fortplantningsområden eller viloplatsen.*

Förbudet gäller alla levnadsstadier hos djuren.

Avseende hur ordet störa skall tolkas finns ingen tydlig definition men Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2009) skriver att störning kan vara exempelvis i form av ljud eller ljus och behöver inte nödvändigtvis ge fysiska effekter direkt utan att effekter kan vara indirekta. Omständigheter när detta är relevant är exempelvis när störningen gör att arten lättare blir till byte för andra djur eller förlorar stora mängder energi ifall de måste fly, eller när ungarna utsätts för fara på grund av förflyttning eller svält.

Störningar är av speciellt hög relevans för arter som påverkas av ljus på olika sätt och mer exempel på ljusföroreningarnas påverkan på skyddade arter enligt art- och habitatdirektivet finns i kapitel 11.2. Vilka ljusstörningar som uppstår på olika typer av arter och organismer finns relativt väl beskrivet i denna rapport utifrån dagens kunskapsläge (se exempelvis kapitel 8–10) och detta underlag går att använda för att utreda ifall en betydande miljöpåverkan sker på skyddade arter i specifika projekt, verksamheter eller områden.

I MB, andra avdelningen beskrivs skydd av naturen och här anges att exempelvis

4 § Ett mark- eller vattenområde får av länsstyrelsen eller kommunen förklaras som naturreservat i syfte att bevara biologisk mångfald, vårda och bevara värdefulla naturmiljöer eller tillgodose behov av områden för friluftslivet. Ett område som behövs för att skydda, återställa eller nyskapa värdefulla naturmiljöer eller livsmiljöer för skyddsvärda arter får också förklaras som naturreservat.

Inskränkningar i rätten att använda mark- och vattenområden som behövs för att uppnå syftet med reservatet kan anges i beslutet om bildandet av reservatet (5 §) och gör det möjligt att begränsa användningen och anordningen av artificiellt ljus inom dessa områden, hela eller delar av året. Det går även att i efterhand införa inskränkningar för att uppnå syftet med skyddet, varför det i dagsläget skulle gå att införa begränsningar på ljusföroreningar för känsliga arter i naturreservat.

Inom områden med biotopskydd får man inte bedriva en verksamhet eller vidta åtgärder som kan skada naturmiljön (MB andra avdelningen 11 §). Strandskyddsområden är också relevanta i detta perspektiv eftersom strandskyddet... *skall bevara god livsvillkor för djur- och växtlivet på land och i vatten* (MB andra avdelningen 13 §, stycke 2) och att inom ett strandskyddsområde får inte: åtgärder vidtas som väsentligt förändrar livsvillkoren för djur- eller växtarter (MB andra avdelningen 15 §, stycke 4).

I lagstiftningen finns således ett tydligt juridiskt ställningstagande att miljön och arter bör skyddas mot olika former av betydande miljöpåverkan. En sådan miljöpåverkan kan vara direkta och indirekta effekter och konsekvenser av artificiellt ljus på skyddade arter och miljöer.

11.1.3. Sammanfattning

Befintlig lagstiftning som är tillämpbar där man vill anordna utomhusbelysning innefattar miljöpåverkan som kan uppstå från artificiellt ljus och innefattar väglagen, plan- och bygglagen, och lagen om byggande av järnväg. Arter och miljöer som är relevanta att skyddas från betydande miljöpåverkan anges i miljöbalken, artskyddsförordningen samt i andra stödjande dokument. Det som i dagsläget kan förbättras är att ansvariga myndigheter tar fram riktlinjer som baseras på kunskaper om miljöeffekter av artificiellt ljus och att detta arbetas in i relevanta styrande dokument. Detta gäller exempelvis Trafikverket och Transportstyrelsen men även länsstyrelser och kommuner.

11.2 Exempel på ljusföroreningars påverkan på skyddade arter enligt art- och habitatdirektivet

I november 2016 tog EU-domstolen beslut om att Grekland har underlåtit att uppfylla sina skyldigheter enligt art- och habitatdirektivet (EU 1992/43/EEC) när de tolererat den utomhusbelysning som använts i närheten och på stränder som är skyddade för en utrotningshotad havssköldpadda. Kommunal gatubelysning, belysning från stränder samt ljus från restauranger, hotell och affärer i omgivningen stör havssköldpaddan vid äggläggning och när de nykläckta ungarna ska ta sig till havet.

Domstolen hänvisar till att Grekland inte vidtagit lämpliga skyddsåtgärder i tillräcklig omfattning för att förhindra försämring i livsmiljöerna och habitaterna för arterna samt störning av den art för vilken området utsetts, när de inte minskat ljusföroreningar på de stränder havssköldpaddan fortplantar sig. Detta gällde exempelvis den kommunala gatubelysning som fanns på plats redan 2006 när beslut om artskydd togs, se Faktaruta 2.

Faktaruta 2. Enligt beslut av Europeiska kommissionens domstol har Grekland underlåtit att uppfylla sina skyldigheter i enlighet med EU:s art- och habitatdirektiv om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter då de inte vidtagit ”nödvändiga åtgärder för att i tillräcklig omfattning minska ljusföroreningar på de stränder i Kyparassiaområdet där havssköldpaddan *Caretta caretta* fortplantar sig” (Mål C-504/14, domstolens dom av den 10 november 2016).

11.3 Artskydd

Enligt ASF är det bland annat förbjudet att störa särskilt utpekade arter, eller att skada deras fortplantningsområden eller viloplatser. De typer av ekologisk påverkan av artificiellt ljus som beskrivs ovan kan utgöra en störning i lagens mening (European Commission 2007) och kanske kan man även betrakta ljusförorening som en skada på arternas livsmiljöer.

Bland de särskilt utpekade arterna finns bland annat samtliga vilda fågelarter, samtliga fladdermöss, samt ett flertal groddjur och fiskar (arter listade i Artskyddsförordningens bilaga 1, SFS 2007:845). Strikt räknat är alltså all störning av dessa arter förbjuden, inklusive störning genom ljusföroreningar.

Nu gäller att dispens från detta generella förbud kan lämnas om det behövs av hänsyn till allmän hälsa och säkerhet (SFS 2007:845, 14 § punkt 3c) och här kan vägbelysning ingå. Två förutsättningar för dispens är dock att det inte försvårar bevarandet av berörda arter (SFS 2007:845, 14 §, punkt 2), och detta gäller bevarandet såväl av den lokala populationen som på den nationella nivån (Naturvårdsverket 2009), samt att det inte finns någon annan lämplig lösning (SFS 2007:845, 14 §, punkt 1). Ifall det finns andra lämpliga lösningar bör inte dispens ges och sådana lösningar kan vara några av de flertalet rekommendationer för minimerad ekologisk påverkan som anges i denna rapport.

En nyckel för prioritering mellan åtgärder är att bedöma störningarnas påverkan på arternas bevarandestatus, eftersom känsligheten för störningar varierar mellan arter. Tyvärr har mycket få av de befintliga studierna av påverkan från artificiell belysning på fauna och flora uppskattat effekterna på demografi, artsammansättning eller ekosystemfunktion (Gaston & Bennie 2014, Sanders et al. 2015), dvs. effekter som är direkt relevanta ur ett bevarandeperspektiv. Litteraturen ger därför inte mycket stöd, utan istället får en uppskattning av påverkan på arternas bevarandestatus göras utifrån den förväntade känsligheten.

Störst känslighet kan eventuellt förväntas hos arter:

- som naturligt är aktiva i mörker eller ljussvaga förhållanden (exempelvis nattaktiva eller krepuskulära). Detta gäller exempelvis fladdermöss och de allra flesta groddjur, vissa fågelarter, och även många insektsarter (som dock endast undantagsvis listas i ASF).
- vars livsmiljöer är särskilt utsatta för ljusförorening. Sådana skulle exempelvis kunna vara vissa urbana områden, kustområden eller områden där belysningen anordnas utan åtgärder som minimerar ljusföroreningarna mot livsmiljöer med skyddade arter.
- som migrerar, dvs. gör årstidsbundna förflyttningar (flygningar eller vandringar). Här beror känsligheten dels på att vissa arter orienterar sig med hjälp av natthimlen vilket kan försvåras av ljusföroreningar, och dels på att den samlade effekten av de många ljuskällor som måste passeras under flytten kan bli kritisk (kumulativa effekter; "många bäckar små..."). Detta gäller exempelvis fåglar som attraheras av bränder eller artificiellt ljus när de migrerar (Murie 1959).
- som attraheras via fototaxis eller av andra skäl till artificiellt ljus och för vilka ljuset kan skapa en s.k. "ekologisk fälla", dvs. att djuren lockas till en farlig plats. Vid vägbelysning kan risken vara stor att bli påkörd eller att tas av ett rovdjur, eller att skada sig på själva ljuskällan.
- som redan är hotade av olika typer av mänsklig aktivitet och där ytterligare en aldrig så liten störning kan bli kritisk. Här kan hotlistor ge indikationer på berörda arter.

Åtgärder för att begränsa de negativa effekterna av belysning bör alltså prioriteras på platser där arter som uppfyller dessa kriterier kan uppehålla sig, särskilt deras fortplantningsområden eller viloplatser. Inte minst det sista kriteriet, att arten i övrigt är hotad, bör väga tungt i sammanhanget, eftersom det är hos dessa arter man kan förvänta sig de tydligaste och snabbaste effekterna.

11.4 Dygnsaktivitet och skyddsstatus

För arter eller djurgrupper som är nattaktiva behöver speciell hänsyn tas ifall de även har någon typ av skyddsstatus eftersom man då måste säkerställa att de inte påverkas negativt av belysningen. Exakta villkoren för vilken påverkan som får ske beror på vilken typ av skyddsstatus de har. Detta kapitel är till för att ge en överblick över vilka djurgrupper eller arter där man kan anta att de är känsliga för ljus eftersom de är nattaktiva eller krepuskulära samtidigt som extra hänsyn bör tas till dessa på grund av skyddsstatus (se Tabell 6). Tabellen kan vara till hjälp vid en första avskanning för att identifiera var det kan uppstå konflikter mellan naturskydd och användning av artificiell belysning.

Tabellen visar att många däggdjur, liksom fåglar, kräldjur, groddjur samt vissa fiskar är nattaktiva eller krepuskulära och har stark skyddsstatus i Sverige. Av speciell relevans är exempelvis fladdermöss, kräldjur och groddjur samt nattaktiva eller nattmigrerande fåglar där man kan anta att det finns en stor potential för påverkan utifrån deras syn och ekologi, samtidigt som de har en skyddsstatus som måste beaktas.

Förvaltning av större klövdjur sker genom att populationerna förvaltas genom jakt och viltförvaltningen. Naturvårdsverket är nationell jakt- och viltmyndighet men viltförvaltningen är regionaliserad och är organiserad med flera myndigheter involverade. Påverkan på viltet, exempelvis genom barriäreffekter av transportsystemen (på grund av artificiellt ljus), regleras främst genom nationella miljö kvalitetsmålen, exempelvis ett rikt växt- och djurliv.

Tabell 6. Tabell över några exempel på arter eller artgrupp, dygnsaktivitet, skyddsstatus samt arter i Sverige. Tabellen är ej fullständig utan visar några exempel för Sveriges. Observera att arters dygnsaktivitet i vissa fall kan vara mycket flexibel, det finns därför viss osäkerhet om uppgifterna i denna tabell som man behöver ta hänsyn till.

Art/artgrupp	Dygnsaktivitet	Skyddsstatus*	Arter i Sverige
Större klövdjur	Varierande	Förvaltas	Älg (bimodulär krepuskulär) Kronhjort (anpassat sig till natten) Dovhjort (bimodulär krepuskulär, anpassningsbar) Rådjur (bimodulär krepuskulär) Vildsvin (nattaktiv), mufflonfår (bimodulär krepuskulär)
Stora rovdjur	Nattaktiva (men viss dagaktivitet förekommer). Kungsörn är dagaktiv.	Förvaltas och är fridlysta	Varg, lodjur, björn, järv, kungsörn
Fladdermöss	Nattaktiva	Ja, alla	19
Fåglar	Nattaktiva (t.ex. ugglor)		Totalt 250 häckande arter varav de flesta är flyttfåglar.
	Dagaktiva	Ja, alla fåglar	
	Nattmigrerande		
Kräldjur	Dagaktiva eller nattaktiva	Ja, samtliga kräldjur är helt fredade.	7
Fiskar	Dagaktiva och nattaktiva	Ja, vissa	260 varav ca 50 i sötvatten
Groddjur	Nattaktiva (majoriteten)	Ja, samtliga groddjur är helt fredade.	13
Organismer i vatten	Dagaktiva och nattaktiva	Ja, vissa	Finns många
Utter	Skymningsaktiv och observationer av dagaktivitet	Ja (nära hotad)	En art
Bäver	Nattaktiv och observationer av dagaktivitet	Ja (fridlyst, livskraftig)	En art
Insekter	Dagaktiva	Vissa	25 000, varav ca 1000 är rödlistade
	Nattaktiva	Vissa	

*Med skyddstatus avses att de är angivna i art- och habitatdirektivet⁴⁸, genom internationella överenskommelser eller konventioner, genom fridlysning⁴⁹ eller rödlistning⁵⁰, men dessutom är alla vilda fåglar och däggdjur även fredade enligt jaktlagen (SFS 1987:259) och jaktförordningen (SFS 1987:905).

⁴⁸ <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Direktiv/EU-register---forfattningar-inom-miljobalkens-omrade/Art-och-habitatdirektivet/>

⁴⁹ <https://www.naturvardsverket.se/Var-natur/Djur-och-vaxter/Fridlysta-arter/>

⁵⁰ <https://www.artdatabanken.se/var-verksamhet/rodlisning/>

11.5 Områdesskydd

Även om negativa effekter av ljusföroreningar kan förväntas i större eller mindre grad i alla naturmiljöer är inte alla naturmiljöer av samma betydelse för biologisk mångfald, och de negativa effekterna därmed i olika utsträckning kritiska för naturvården. Myndigheterna har här pekat ut Natura 2000-områden som av särskild betydelse för naturvården på internationell (EU) nivå (SFS 1998:808, 7 kap 28 §), och många av dessa utgör också områden av betydelse på en nationell nivå.

För Natura 2000-områden finns en tydligare lagstiftning kring förbud mot störningar än för andra (nationella) former av områdesskydd. Sådan verksamhet är otillåten som kan skada den livsmiljö eller de livsmiljöer i området som avses att skyddas, eller som på ett betydande sätt kan försvåra bevarandet av de arter som området pekats ut för att skydda. De livsmiljöer och arter som är aktuella finns listade för respektive område.

För marina naturreservat är skyddsfrågan också relevant eftersom många organismer i marina miljöer uppvisar känslighet för mycket låga ljusnivåer såsom sjöfåglar, fiskar och plankton. I en global undersökning av marina skyddade områden påvisades att förekomsten av artificiell ljus var utbredd och ökade i storlek med tid (Davies et al. 2016). Detta gäller förmodligen även terrestra skyddade områden (såsom naturreservat, biotopskydd och strandskyddsområden) men någon liknande studie har inte genomförts på sådana områden.

Av praktiska skäl skulle Natura 2000-områden, jämte områden av betydelse för särskilt känsliga artgrupper enligt ovan, kunna prioriteras för åtgärder för att minimera de negativa effekterna av artificiell belysning på biologisk mångfald. Detta görs enklast genom att klassa naturmiljöer som är skyddade i olika zoner och därigenom tillämpa hårdare principer generellt avseende belysningen och ljusföroreningarna såsom beskrivs i kapitel 14–16 (riktlinjer för utomhusbelysning i skyddade och känsliga naturmiljöer, zonindelning i ljuspåverkade områden och ljus i landskapet).

12 Rekommendationer för att minimera ekologisk påverkan av utomhusbelysning

Utifrån den vetenskapliga litteraturen rekommenderas ett flertal åtgärder för att generellt förhindra, förebygga och/eller minimera den ekologisk påverkan av utomhusbelysning (Dick 2012; Dick 2014; Dick 2016; Follestad 2014; Gaston et al. 2012; Gaston et al. 2013; Jägerbrand 2015).

De allmänna rekommendationerna är indelade i; begränsa ljus i nya områden, begränsa omfattningen, tidsanpassningar, reduktion i ljusflöde/styrka och anpassningar av ljusets våglängdsfördelning (Tabell 7). Utöver dessa finns information om anpassningar av belysningen till olika miljöer och ekosystem i kapitel 13, samt generella riktlinjer för utomhusbelysning i skyddade eller känsliga naturmiljöer beskrivet i kapitel 14. Förslag på hur man kan jobba med zonindelning och landskapsfrågor så att belysningsplaneringen bättre kan integreras med övriga arbete med miljöfrågor i exempelvis kommuner finns i kapitel 15 och 16.

Denna rapport utgår från att det artificiella ljuset kan ha flera effekter, exempelvis är bevarandet av mörker en viktig resurs men ljus kan också vara en resurs eller bistå med information samtidigt som effekter kan erhållas i form av olika typer av ekologisk påverkan såsom exempelvis påverkan på visuell perception, dygnsrytm, photoperiodism, och/eller orientering och icke-visuella effekter (Gaston et al. 2013).

Tabell 7. Åtgärdsområden och effekter för att minimera den ekologiska påverkan av utomhusbelysning.

Område	Effekt
Förhindra och begränsa nya områden från att belysas	Stoppar ökningarna i ekologisk påverkan och ljusföroreningar
Begränsa omfattningen av de belysta områdena	Minska ekologisk påverkan av befintliga eller planerade belysningsanläggningar
Anpassa tiden belysningen används	Reducera ekologisk påverkan vid biologiskt kritiska tidpunkter
Begränsa eller sänka ljusflöde	Reducera ekologisk påverkan
Anpassa och/eller begränsa ljusets spektralfördelning (färg)	Minskar ekologisk påverkan i relevanta våglängder utifrån djurgrupp
Känsliga områden	Reducera, förbättra och anpassa belysningen

12.1 Förhindra och begränsa nya områden från att belysas

Användningen av nybyggda områden såsom bostadsområden, industrier och infrastruktur ställer krav att det skall finnas utomhusbelysning. Samtidigt gör prisutvecklingen på LED-lampor och möjligheterna med den nya tekniken att fler och fler vill investera i utomhusbelysning för att göra det mer estetiskt och säkert på sina fastigheter och i sina trädgårdar. Rekyleffekter uppstår när man vill spara energi genom att byta ut uttjänta ljuskällor mot LED vilket riskerar öka mängden energi och antalet ljuskällor utomhus men även ljusföroreningarna de avger (Jägerbrand et al. 2014).

Även affärsverksamheter vill ha upplysta fastigheter och belysta utomhusområden, oavsett ifall dessa används eller ej under dygnets mörka timmar. Det är ganska ovanligt att utomhusbelysning tas bort utan när den är uttjänt väljer man ofta att ersätta den med bättre och/eller starkare ljus. Det innebär att användningen av utomhusbelysningen i Sverige och andra industriländer ökar hela tiden vilket även innebär att utbredningen av den ekologiska påverkan ökar (Cinzano 2003; The Royal Commission on Environmental Pollution 2009). Det finns dock undantag. Ett sådant är när Trafikverket eller kommuner tar bort uttjänta belysningsanläggningar som installerades under andra trafikförutsättningar och där det därför inte längre är motiverat att ersätta dessa.

I dagsläget går det inte att utesluta att det sker en ekologisk påverkan på grund av himlaglim (se kapitel 7.5 ljusföroreningar och himlaglim) och genom en direkt och indirekt lokal påverkan på djur och natur där den nya belysningen sätts upp. Exempelvis bedöms himlaglim kunna ha effekter på nivå med ljuset hos fullmånen inom radier på 100 km från städer (Dick 2012). För djur som förflyttar sig över större områden och som är nattaktiva eller skymningsaktiva är det mycket troligt att en betydande miljöpåverkan genom effekter på revir, födotillgång, predatorförhållanden, samt överlevnaden sker redan idag. Dessa effekter kan påverka överlevnaden både i positiv och negativ riktning beroende av arter. Det går inte att utesluta att mer omfattande effekter kan uppstå på ekosystem och arter genom indirekta effekter (dvs via art-art påverkan kan andra arter än de som direkt påverkas av ljuset komma att påverkas). Exempel på sådana indirekta effekter är påverkan av ljus på växter som i sin tur kan påverka demografin hos växtätande bladlöss (Bennie et al. 2015a). Ett annat exempel är påverkan av ljus på nattpollinering och de konsekvenser detta kan få på ekosystemnivå (Macgregor et al. 2015).

Vid installation av ny utomhusbelysning, speciellt i områden med natur och människor, bör noga övervägas vilka syften och behov belysningen skall fylla. Belysning på full styrka under nattetid när människor normalt sover bör undvikas eftersom det är energislöseri samtidigt som det finns en risk för att påverka människors dygnsrytm ifall belysningen är felinstallerad eller råkat ut för sättningar så stolpen hamnar i fel vinkel.

För ljuskänsliga arter såsom exempelvis vissa fladdermöss kan det ej rekommenderas att använda belysning på platser som är avgörande för deras överlevnad då studier visar att schemalagd nattsläckning inte är tillräckligt för att reducera påverkan (Day et al. 2015) och att påverkan på fladdermöss sker även fast ljusnivåerna är väldigt låga, exempelvis 1,8–5 lux (Lacoeuilhe et al. 2014) eller 3,6 lux (Stone et al. 2012). Sådana belysningsnivåer kan uppstå i närheten av ljuskällor utomhus. Eftersom fladdermöss är ett exempel på en starkt skyddad djurgrupp som förekommer över stora områden, samt finns i stora delar av Sverige är detta en djurgrupp man speciellt bör beakta i belysningsplaneringen. Ny belysning kan leda till kumulativa effekter på fladdermöss som gör att de får allt mindre territorium för födosök, vilket kan leda till sämre överlevnadsförhållanden för populationerna. Andra ljuskänsliga, skyddade och vanligt förekommande djurgrupper är groddjur och fåglar.

Man bör överväga att införa en gräns för totala ljusmängden (exempelvis luminans) i nybyggda områden för att begränsa ökningen av ljusföroreningar och säkerställa att man gynnar ljuskällor som är de mest energieffektiva. Här ligger Sverige långt efter det arbete som exempelvis bedrivits i andra Europeiska länder såsom Italien i flera decennier för att få bukt med ljusföroreningar och öka energieffektiviseringen av utomhusljus (Cinzano 2014).

När inte specifika krav på luminans eller belysningsstyrka ställs i utomhusmiljöer finns möjligheter att reducera belysningsstyrkan genom att använda olika typer av armaturer eller andra åtgärder för att åstadkomma högre synbarhet av exempelvis vägytans slut, eller olika slags trygghetsbelysning som har mindre ekologisk påverkan jämfört med traditionell belysning, se Tabell 8. Dessa åtgärder har sällan testats just ur avseendet att minimera ekologisk påverkan men har potential att sänka behovet av allmän utomhusbelysning under speciella omständigheter. Detta gäller framförallt när man vill ha någon typ av trygghetsbelysning för människor för synkomfort och kontrastverken, medan däremot synbarhet av andra människor inte ökar då ljuset från exempelvis pollare belyser underifrån och kan uppfattas som otrevligt. I vissa fall kan man komplettera befintliga anläggningar genom dessa åtgärder och på så vis sänka belysningsstyrkan. Detta skulle kunna vara en rimlig åtgärd i mycket känsliga miljöer där det finns risk för ekologisk påverkan och man vill begränsa ljusets spridning in i dessa miljöer så långt som möjligt utan att helt förlora synbarheten av ansikten och trafikanter.

Det finns även andra åtgärder såsom att sänka hastighetsgränsen för att åstadkomma högre trafiksäkerhet som skulle kunna medverka till att behovet av belysning blir lägre. Effektsambanden mellan belysningsstyrka och skadekonsekvenser i trafikolyckor har inte helt blivit klarlagt under alla olika tänkbara trafiksituationer men de studier som finns tyder på ett starkt samband (t.ex. Jackett & Frith 2013). Det gör det svårt att rekommendera minskad belysning utan att åtgärderna blivit väl undersökta under mörkerförhållande. Trafiksäkerhetsnyttan med vägbelysningen är oftast mycket hög eftersom belysningen leder till minskat antal olyckor och minskat antal personskadeolyckor (Høye et al. 2018).

Andra sätt att arbeta för att åstadkomma minskad ekologisk påverkan avseende nya områden som skall belysas är att etablera eller anpassa lagstiftningen, rekommendationer eller riktlinjer så att man etablerar en problemformulering och målsättningar i det framtida miljöarbetet (se också Jägerbrand 2015). Exempelvis kan man upprätta en kommunal belysningsplan som även tar med behov att reducera ljusföroreningarna i områden och naturmiljöer som bör ha skydd mot betydande miljöpåverkan.

Tabell 8. Exempel på åtgärder man kan vidta för att möjliggöra sänkning av belysningsstyrka/luminans i nya områden och därmed minimera ekologisk påverkan. Observera att det inte är känt ifall exempelvis vägbelysning går att ersätta med de föreslagna åtgärderna utan påverkan på trafiksäkerhet. Ifall trafiksäkerhet är avgörande finns andra anpassningar som går att göra (se exempelvis kapitel 12.2–12.5).

Åtgärder	Effekt
Puckar, LED eller reflexer på vägytan	Kan fungera under vissa omständigheter. Åtgärderna ökar synkomforten och uppmärksamheten för var vägbanan slutar (kontrastverkan) vilket kan leda till högre trafiksäkerhet. Väginbäddade LED-puckar kan förhindra spilljus på närliggande stränder (Bertolotti & Salmon 2005; Salmon 2003). Inbäddade puckar/LED är inte alltid möjliga att använda i Sverige på grund av vinterplöjning.
Reflexfärg och målningar	Olika typer av målningar på asfalterade ytor kan öka synkomforten, uppmärksamhet och kontrastverkan vilket leder till ökad trygghet, synbarhet av föremål samt högre trafiksäkerhet. Exempelvis kan man använda reflektiv färg på staket vid stigar (Dick 2016).
Led-ljus	Olika typer av armaturer eller ljuskällor kan användas för att "ledsagda" (jämför med inomhusbelysning), exempelvis längs vägkanter, trottoarer, gc-vägar. Ökar tryggheten.
Pollare / lägre stolphöjd	Högre kontrastverkan och förbättrad trygghet kan upprätthållas med hjälp av lägre stolphöjd på armaturer* (med mindre ekologisk påverkan). Alternativt kan högre krav ställas på armaturavskärmningen för att uppnå samma begränsning av arean som upplyses.
Trygghetsbelysning	Belysningsdesign med avsikt att trygghetsbelysa kan innebära punktvis belysning eller närvarostyrd belysning, vilket eventuellt sänker behovet av allmän belysning.
Mer riktad belysning	LED medför tekniska möjligheter att punktbelysa och därmed även begränsa spilljus. Detta kan möjliggöra en sänkning av den allmänna belysningsnivån (se mer i kapitel 12.2).

*Avseende strålkastare gäller ej detta utan med en högre placering åstadkommer man en mer riktad ljusstråle och minskad andel spilljus i omgivningen (CIE 2017).

12.2 Begränsa omfattningen (arean) av belysta områden

Endast områden där belysningen är nödvändig bör belysas. Detta är av speciellt hög relevans för utomhusbelysning som används på andra platser än de som är offentlig belysning såsom vägbelysning. Exempelvis belysning på idrottsarenor, fraktterminaler, säkerhetsbelysning, fasad- och fastighetsbelysning samt belysning för olika typer av industri- och affärsverksamhet. Man bör alltid undvika belysning som är riktad mot himlen eller uppåt (på grund av att det ger uppljus och/eller spilljus från fasader/byggnader). Uppåtriktad ljus i alla former bör begränsas eftersom det bidrar till hög andel ljusföroreningar och himlaglim och kan leda till fågeldöd av skyddade fågelarter. Genom att använda armaturer som skyddar omgivningen från ljus i horisontell spridning är det enklare att begränsa ekologiska påverkan av ljus eftersom ljuset inte kan spridas lika långt i terrängen.

Det finns, förutom de som räknats upp i kapitel 12.1, en rad anpassningar och justeringar man kan göra för att minimera risken för ekologisk påverkan, både i planerings- och driftsfasen för att begränsa arean av de belysta områdena:

Funktionsoptimering

Optimera det "funktionella" ljuset i miljön som skall belysas. Belys endast områden där belysning verkligen behövs och undvik i möjligaste mån att belysa områden i närmiljön, himlen eller spilljus.

Undvik överbelysning

Undvik överbelysning genom att använda så korrekt/låg bibehållningsfaktor (MF, *maintenance factor*) som möjligt och kombinera i samverkan med dimring så ljuskällans nedgång med tid kan kompenseras för.

Hinder

Man kan begränsa spridningen av ljusföroreningar och annat störande/bländande ljus genom att använda sig av hinder eller olika typer av avskärmning i planeringen. Exempelvis kan man använda sig av befintliga byggnader, objekt, vegetation, etc. Det bör dock säkerställas att inte hindren/objekten reflekterar ljuset så pass mycket att luminans och himlaglim ökar från vertikala ytor. Liksom man använder bullerskärmar bör det gå att ta fram skärmar för att begränsa spridningen av ljus.

Vägbelysning

Följ de riktlinjer och värden för luminans och belysningsstyrka som gäller för olika klasser enligt regelverk (exempelvis CEN 2016; Trafikverket & SKL 2015a; Trafikverket & SKL 2015b). Applicera armaturavskärmning och schemalagd dimring eller nedsläckning så långt som möjligt för att undvika spilljus och ljusstörningar. Även hinder/objekt går att använda för att stoppa ljusspridningen ifall det är förenligt med trafiksäkerheten. Säkerställ att installationerna inspekteras med jämna mellanrum för att undvika spilljus efter vintern då stolparna kan ha flyttat sig.

Inför maximivärden

I områden där man vill begränsa spridningen och ökningen av ljusföroreningar kan man etablera maximivärden för andra typer av utomhusbelysning än vägbelysning (t.ex. 1 cd/m^2). Maximivärden rekommenderas att användas i skyddade områden (se kapitel 14.3) eller andra områden som riskerar påverka känsliga och skyddade djurgrupper. I denna rapport förslås maximivärden för skyddade områden baserat på de riktlinjer som tagits fram internationellt (Dick 2016). Maximivärden för olika typer av belysning i Sverige bör tas fram utifrån de ljusföroreningsnivåer som förekommer och utifrån tröskelnivå för ekologisk eller mänsklig påverkan och utifrån funktionskrav på belysningen.

Synbarhet och kontrastverkan

Använd andra typer av åtgärder för att öka synbarhet eller kontrastverkan för att generellt eller periodvis kunna sänka belysningsstyrkan.

Anpassningar ihop med spektralfördelning

Utomhusbelysningen kan utformas så att den samverkar med justeringar av spektralfördelningen av ljuskällan för att minimera ekologiska påverkan under vissa tider på dygnet/året och för speciellt relevanta arter. I området man vill belysa kan finnas förekomst av skyddade arter där man måste undvika betydande miljöpåverkan.

Anpassningar ihop med spektralfördelningen kan vara speciellt relevant för exempelvis extra känsliga miljöer såsom vattenmiljöer eller för migrerande fåglar, vandrande fisk, eller känsliga och skyddade arter som är i vintervila delar av året.

Dessvärre är det troligt att de mest känsliga arterna fortfarande påverkas av belysningen fastän ovanstående åtgärder vidtagits. I sådana fall är det viktigt att identifiera vilka arter som kan påverkas och hur man skall säkerställa att de inte påverkas negativt i sin överlevnad av ljuset (exempelvis ifall de använder mörker som resurs, ljus som resurs eller ljus som information) och hur man skulle kunna göra ytterligare justeringar för att minimera påverkan på just denna art/djurgrupp. En bra princip är att begränsa ytan som behöver belysas så ljuset inte inkräktar på revir och hemområden som krävs för de djur som finns i området.

Några konkreta mått på avstånd (som dock ej blivit ordentligt undersökta i kontrollerade experiment) är exempelvis att artificiellt ljus kan attrahera insekter på avstånd av flera hundra meter under vissa omständigheter och att fåglar till sjöss kan attraheras av ljus 3–5 km men att det även beror på ifall ljuset förstärks av exempelvis dimma. Ett annat exempel är att när artificiell vägbelysning sattes på där rödspov (*Limosa limosa*) häckade valde fåglarna att häcka 300 m ifrån ljuskällan (de Molenaar et al. 2000; de Molenaar et al. 2006). Det är osäkert hur stor andel av olika arter och populationer som påverkas på olika avstånd från ljuskällorna.

12.2.1. Lokal påverkan av ljus och avstånd från ljuskällan

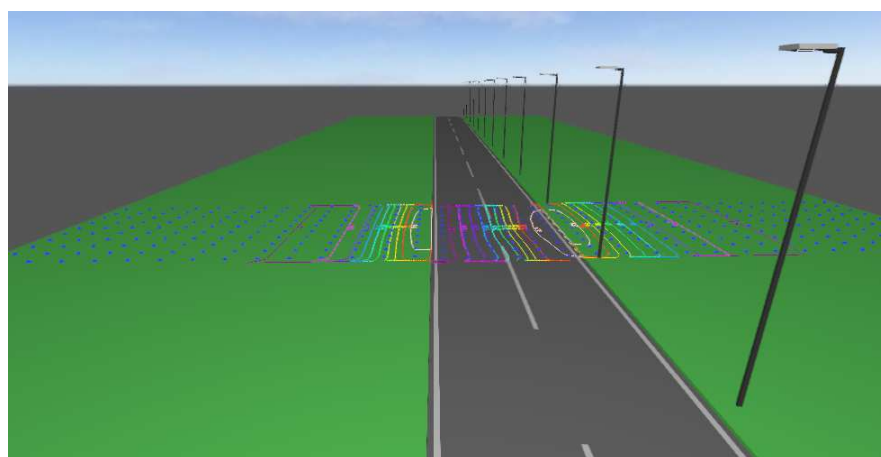
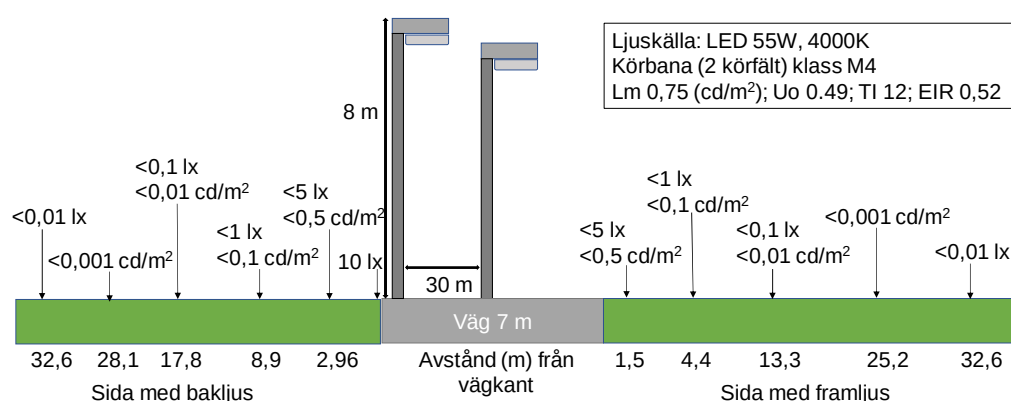
Det finns väldigt få studier som undersökt just hur djur påverkas av heterogena ljusmiljöer såsom uppstår mellan vägar (regional skala) eller stolpar (lokal skala). Ljus som inte uppfyller någon funktion för användarna är energislöseri och därför bör man alltid rekommendera att minimera omfattningen av belysta områden/arealer, även om det bara gäller några meter ifrån körfälten.

Djur som använder ljusflöde för att orientera sig i omgivningen påverkas av ljusets utbredning och deras rörelser kan därför bli störda. Exempel på denna påverkan av ljus generellt (dvs. ej specifikt LED) återfinns hos insekter (Frank 1988), grodor (Baker & Richardson 2006), kräddjur (Perry et al. 2008; Salmon et al. 1995), fåglar (Gauthreaux & Belser 2006) och olika däggdjur (Beier 2006) samt i akvatiska miljöer. Beroende av hur ljuskänsliga arterna är kan åtgärder att begränsa omfattningen av de belysta områdena ha varierande effekt. Exempelvis kan avskärmning och sänkning av effektnivåer fungera ifall arten inte längre upplever eller påverkas av det artificiella ljuset.

Belysningsstyrkan avtar från ljuskällan enligt lagen om omvärd proportionalitet mot avståndet i kvadrat ($E=1/\text{Avstånd}^2$). Ljus som strålar ut från en ljuskälla såsom från vägbelysning avtar därför snabbt generellt i styrka både vertikalt och horisontellt, förutsatt att det inte riktas uppåt eller ovanför horisonten. På grund av att de flesta ljuskällor inte sprider ljuset jämnt i 360° (eller de områden de belyser) och för att det kan vara svårt att mäta avstånd i fält så kan det vara svårt att beräkna exakta nivåer av belysningsstyrkan runt en ljuskälla även fast man uppmätt några värden på belysningsstyrka eller luminans direkt under lampan på markytan. Ifall man inte kan mäta på plats får man istället förlita sig på beräkningar i mjukvaruprogram för att veta nivåer av belysningsstyrka eller luminans på olika avstånd från vägar och lampor.

Genom att använda mjukvara som beräknar belysningsstyrka kan man simulera ljusfördelningen runt en väg med två körfält (7 m bred) och som håller klass M4 med LED-belysning⁵¹ (55 W) med stolphöjd 8 m samt stolpavstånd på 30 m (se Figur 9A). Genom att lägga till grönområden på var sin sida vägen får man beräkningar där det framgår vad belysningsstyrkan är på olika avstånd från vägkanten. Generella uträkningar av luminansvärden kan sedan göras baserat på belysningsstyrkan och sambandet mellan luminans och belysningsstyrka (se fotnot i figurtext).

⁵¹ Thorn lighting Dyana LED 36L50 nr 740 CL1 HT MLE60, 55 W, 4000 K, 119 lm/W (lampljusflöde 6555 lm), stolparmslängd 0,308 m. Ljusstyrkans högsta värde vid 70°: 595 cd/klm; vid 80°: 82.8 cd/klm; vid 90°: 0 cd/klm.

**A****B**

Figur 9. A). Bild från DIALux evo (7.1) av vägbelysning med 55 W LED och 40 m grönområde bredvid vägen åt vardera håll för att få fram belysningsstyrka och luminans i området utanför vägen där ekologisk påverkan kan ske. De färgglada partierna i mitten visar isolinjer för vägen (i luminans), samt belysningsstyrka på gröna områdena. B). Resultat som visar gränsvärden för belysningsstyrka och luminans på olika avstånd från väggkanten. Belysningsstyrka anges i medelvärden för 10 x 27 punkter (30 x 40 m). Luminans är beräknad⁵². Avstånd > 33 m från väggkanten (både bakljus och framljus) har 0,00 lx. Ej korrekt skala.

Beräkningarna visar att under en relativt normal situation med vägbelysning är belysningsstyrkan i markytan lägre än 5 lux på ett avstånd av mellan 1,5–3 m (< 0,5 cd/m²) ifrån väggkanten, lägre än 1 lux inom 4,4–9 m (< 0,1 cd/m²) ifrån väggkanten och under 0,1 lux (< 0,01 cd/m²) på 13–18 m från väggkanten (Figur 9B). Anledningen att det varierar mellan framljus och bakljus beror på att ljuset i grönområdet på framsidan (framljuset) är ca 7 m från stolpen. De stora skillnaderna mellan framljus och bakljus visar tydligt att man genom att begränsa bakljuset kan halvera eller minimera stora delar av belysningen som skulle kunna utgöra problem vid ekologisk påverkan, exempelvis ifall man anordnar belysning i miljöer med vatten där man förmodligen vill hålla sig under 1 lux på vattenytor. För både framljus och bakljus är värdet på belysningsstyrkan under 0,01 lux på ett avstånd av 32,6 m medan värdet under 0,00 lux uppnås cirka 34–41 m ifrån belysningen. Om man skulle använt LED-belysning som har mer snäv ljusfördelning så att ytan man belyser begränsas ännu mer till vägområdet kan ljuset i omgivningen reduceras ännu mer.

⁵²Beräkning generellt baserad på reflektion från en diffus yta. Luminans=belysningsstyrka * (reflektionskoefficient/π). En reflektionskoefficient om 0,3 användes för vegetation.

Om man istället för ensidig belysning skulle använt sig av belysning som sitter växelvis på olika sidor av vägen hade en större area runt vägen haft högre belysningstyrka, eftersom de högre belysningsstyrkorna som bakljuset innebär hade omfattat båda sidor av de gröna områdena. Därför finns anledning att inte rekommendera växelvis belysning utan istället använda ensidig (eller dubbelsidig ifall det krävs). Med ensidig vägbelysning kan arean med höga värden av belysningsstyrka reduceras och belysningsnivåerna i omgivningen blir lägre, sett till lx/m².

Arter som vistas på markytan är enklare att beräkna mängden de kan exponeras för, medan flygande arter är svårare att beräkna exponeringen för eftersom mängden ljus är högre närmare ljuskälla. Men för att kunna exponeras för ljus krävs att ljuset når djurens ögon eller fotoreceptorer på något sätt och att den mängden ljus är tillräcklig för att ge en biologisk respons. Genom att begränsa stolphöjden (8 m är höga stolpar) och använda lämplig avskärmning på armaturerna eller snäv och riktad LED kan man starkt reducera omfattningen av de upplysta områdena som är runt vägområdet.

Det är också så att de arter som har fototaxis oftast har så låga tröskelvärden att de eventuellt kan påverkas via luminansen från markytan. Luminansen bestäms inte bara av ljuset från ljuskällan utan också av hur mycket ljus som reflekteras. Det gör det extra viktigt att inte belysa ljusa ytor i närheten av ljuskällan, såsom byggnader/fasader, ifall man vill begränsa påverkan på exempelvis insekter och ljusskyende arter med fototaxis. Samma princip bör även gälla för blanka ytor såsom fönster eller vatten. Detta beror på att medan vita ytor har hög reflektion av ljus (helt vit 100 %), har svarta ytor mycket låg reflektion (absolut svart 0 %). Svarta och blanka ytor kan dock orsaka polarisering vilket man vill undvika.

12.2.2. Avskärmning

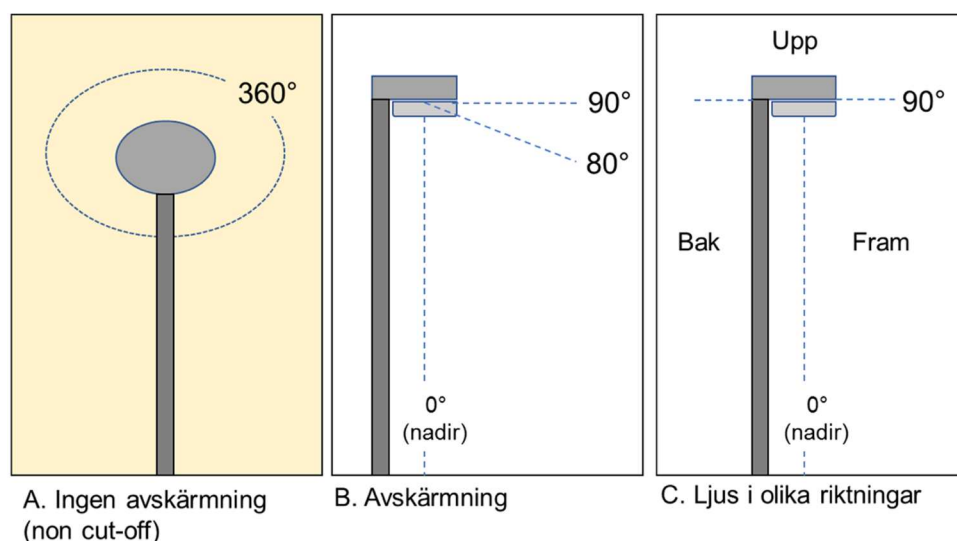
Armaturavskärmning är en teknisk lösning för att begränsa spridningen av ljus i det tredimensionella rummet runt själva armaturen och ljuskällan. Traditionella ljuskällor som användes utomhus hade oftast ingen avskärmning utan ljuset spreds då i 360° (Figur 10A) och olika varianter av dessa förekommer även idag i vissa miljöer även om spridningen kan vara betydligt mindre än 360°.

Användning av avskärmning är viktigt för att reducera risken för bländning och för att reducera påverkan på miljön bortanför de områden som avses belysas. Speciellt ljus ovan horisontalplanet (dvs. 90° över nadir, se Figur 10B) och mellan 80–90° över nadir är extra viktigt att begränsa för att minimera bländning av ljuskällan men även för att motverka ljusstörningar i exempelvis boendemiljöer och för att reducera himlaglim. Ljus som strålar ut från 10° under horisontalplanet kan påverka stora områden (ljus kan ses upp till 1 km från ljuskällan i mörka områden) fastän ljuset är svagt.

Beroende på hur mycket avskärmningen begränsar ljuset kan de delas in i följande grupper, baserat på IESNA (*The Illuminating Engineering Society of North America*) och skarp avskärmning från GOL ("*Guidelines for Outdoor Lighting for Low-Impact Lighting™*") för känsliga miljöer (Dick 2016) (se Figur 10A–B):

- Ingen avskärmning (*non cut-off*) ljus i exempelvis 360° (Figur 10A).
- Delvis avskärmning (*semi cut-off*), ljusstyrkan (cd) $\geq 90^\circ$ ovan nadir överstiger ej 5 % av ljusflödet från ljuskällan och styrkan (eller luminansen) $\geq 80^\circ$ över nadir överstiger inte 20 % av ljusflödet från ljuskällan.
- Avskärmning (*cut-off*), ljusstyrkan (cd) $\geq 90^\circ$ ovan nadir överstiger ej 2,5 % av ljusflödet från ljuskällan och styrkan (eller luminansen) $\geq 80^\circ$ över nadir överstiger inte 10% av ljusflödet från ljuskällan.
- Hel avskärmning (*full cut-off*), ljusstyrkan (cd) $\geq 90^\circ$ ovan nadir är noll och styrkan (eller luminansen) $\geq 80^\circ$ över nadir överstiger inte 10% av ljusflödet från ljuskällan.

- Skarp avskärmning (SCO, *sharp cut-off*), 0–1% av totala andelen ljusflöde över 90° över nadir, samt maximalt 1 % över 80° över nadir (Dick 2016).



Figur 10. Armaturavskärmning. A) Ljuskälla utan armaturavskärmning där ljuset sprids i alla riktningar och 360° (*non cut-off*). B) Avskärmning av ljuskällan. 0° i nadir är i lodrät linje från ljuskällan, ljus i vinklarna nedanför 80–90° över nadir används ofta för att begränsa belysningstyrkan nedanför horisontalplanet (90°). C) Ljuset kan begränsas i mer detalj om man tar hänsyn till ifall det är uppljus, bakljus eller framljus såsom man delar in ljusets spridning i BUG systemet (IDA 2009).

I BUG (*BUG=Back light, Uplight, Glare*) systemet (IDA 2009) har man gått ett steg längre och delat upp lampans utstrålande ljus i vinklar för uppljus, framljus och bakljus (Figur 10C) för att ställa tydligare krav på minskade ljusföroreningar och ljusstörningar. Exempelvis åstadkommer bakljus ljusstörningar i omgivningsmiljön, medan uppljus skapar himlaglim och energislöseri och bländning förekommer i både bakljus och framljus mellan 60–90° ovan nadir.

I Sverige används G*-klass (avskärmningsklasser) som komplement till TI som anges i planeringsfasen samt bländtalsindex för att ställa krav på graden av obehagsbländning (Trafikverket & SKL 2015a). Här anges krav på förhållandet mellan ljusintensitet och ljusflöde under horisontalplanet för olika G*-klasser (i cd/klm) (Tabell 9). För G*4 och G*5 anges att ljusstyrkan över 95° skall vara noll, och för G*6 anges att ljusstyrkan över 90° skall vara noll.

Enligt upphandlingsmyndigheten skall armatur utanför tätort inte tillåta ljus som riktas uppåt (0 %), medan utomhusbelysning i tätort högst får vara maximalt 3–10 % (beroende av vägklass) (Upphandlingsmyndigheten 2016). Detta betyder att för all annan utomhusbelysning i Sverige ställs i dagsläget inga krav på avskärmning eller krav på maximal obehagsbländning.

Tabell 9. Avskärningsklasser (G*-klasser) enligt (tabell 8.5-1 i Trafikverket & SKL 2015a).

Klass	Högsta förhållande mellan ljusintensitet och ljusflöde som anges i riktningar under horisontalplanet, uttryckt i cd/klm*		
	Vid 70° och över	Vid 80° och över	Vid 90° och över
G*1		200	50
G*2		150	30
G*3		100	20
G*4	500	100	10
G*5	350	100	10
G*6	350	100	0

*fås från armaturens ljusfördelningskurva.

12.3 Begränsa tiden med belysning

12.3.1. Tid på dygnet

Styrssystem för ljusreglering rekommenderas av upphandlingen att användas i upphandlingen av utomhusbelysning och omfattar inbyggd solkalender (astronomiskt ur) samt extern styrsignal (via t.ex. styrkabel eller ljusrelä) (Upphandlingsmyndigheten 2018).

För att minska den biologiska påverkan kan man reducera belysningen vid kritiska punkter för biologiska aktiviteter (exempelvis migration, reproduktion eller födosökning) genom att schemalägga belysningen. Detta går att göra genom att antingen använda ljusrelä, programmera in att belysningen skall slås på när solen går ner eller genom närvarostyrning. Eftersom användningen av schemaläggning av utomhusbelysningen kan spara mycket energi och är relativt enkel att genomföra med LED-belysning finns goda möjligheter att minska ekologisk påverkan för vissa djur eller arter samtidigt som man sparar pengar.

Schemaläggning av belysningen har få konflikter med trafiksäkerhetsaspekter eftersom belysningen fortfarande kan vara optimal när trafikflödena är höga. Schemaläggning och/eller nattsläckning kan reducera ekologisk påverkan och/eller effekter på vissa arter.

För skymningsaktiva och nattaktiva arter är det svårare att minska ekologiska påverkan av utomhusbelysning eftersom de ofta är aktiva vid skymning och gryning – samma tid när trafikflödet är högt och då belysningen behövs av trafiksäkerhetsskäl (Gaston et al. 2012). Skymning och gryning är perioder då människor transporterar sig som mest eftersom det sammanfaller med behov av pendling och kommunikationer till/från arbete/skola, etc. Detta är dock förmodligen mest på kvällen och det bör vara mindre överlapp under morgonen.

En av de få studier som utförts på nattsläckning av belysning är utförd på flera arter av fladdermöss men är gjord för HPS (Azam et al. 2015), (dvs. ej LED och belysningsstyrkan går ej att jämföra med exempelvis gatubelysningsnivåer) men slutsatserna går med stor sannolikhet att dra paralleller med för LED belysningens påverkan, ur aspekter av en generell påverkan på aktiviteten hos fladdermöss till reducerad belysning under vissa tidsperioder. Nattsläckning utfördes mellan midnatt (00.00 ± 1 timma) till 05.00 och aktiviteten hos fladdermöss jämfördes med lokaler där belysningen stod på hela natten samt lokaler som saknade belysning som användes som kontrollpunkter.

En jämförelse av aktivitet mellan kontroller och med nattsläckningslokalerna visade att aktiviteten på nattsläckta lokaler var signifikant högre hos *Plecotus* spp. som är både ljuskänslig och som kommer ut sent på kvällen. För fladdermöss som brukar komma fram tidigare på kvällen fanns ingen skillnad mellan aktiviteter på nattsläckningslokalerna och de lokaler som hade belysning på hela natten. Det fanns dock ett undantag, sydpipistrellen som hade mindre aktivitet

på nattsläckta lokaler än de belysta. Slutsatserna är dock att eftersom inga signifikanta skillnader upptäcktes i aktivitet mellan nattsläckta och fullt belysta lokaler hos fem av åtta arter tyder detta på att nattsläckningen ändå påverkar fladdermössen. Författarna rekommenderar därför att nattsläckning måste startas tidigare på dygnet för att mer effektivt reducera effekter på ljuskänsliga arter. Detta beror på att alla arter av fladdermöss har mycket starkt skydd enligt lagstiftningen och för att nattsläckning visade sig ha en potentiell negativ påverkan på födosökningen hos tre arter. Resultaten visar att det finns skillnader mellan arter, vilket gör det viktigt att genomföra uppföljningar av påverkan när schemaläggning av reducerad utomhusbelysning införs för att minska ekologiska effekter på särskild skyddsvärda arter eller habitat.

En annan studie som undersökt effekterna av nattsläckning (ej LED) vid olika tidpunkter på en fotofobisk fladdermusart, större hästskonäsa (*Rhinolophus ferrumequinum*) visar att påverkan sker även när släckning sker tidigt (Day et al. 2015), vilket troligtvis beror på att de är som mest aktiva ungefär cirka en timma efter solen gått ned. Författarna rekommenderar därför andra typer av strategier (dvs. ta bort belysningen, skydda korridorer från artificiell ljuspåverkan, reducera ljusföroreningar som kan spridas över långa avstånd samt användning av ljuskällor med högre våglängder) för att undvika ekologisk påverkan på ljuskänsliga fladdermöss än schemalagd belysning och nattsläckning. Sammanfattat kan man säga att effekterna av schemalagda belysningsänkningar och/eller nattsläckning på fladdermöss inte är tillräckligt kartlagda för att utesluta en påverkan, speciellt på de känsliga arterna (Stone et al. 2015).

En studie på spindlar och skalbaggar där LED-belysningen (belysningsstyrka i medelvärde uppmätt på marken var 19,6 lux för 100 %) både dimmats till 50 % och nattsläcktes (00.00–04.00) visar att det fortfarande finns en ekologisk påverkan på frekvensen av två arter (Davies et al. 2017). Detta tyder på att även om dimring och nattsläckning är ett energieffektivt och miljövänligt sätt att försöka minska den ekologiska påverkan, så finns fortfarande risk för en signifikant påverkan med effekter på arter och indirekt på ekosystem.

Dick (2014) föreslår att utomhusbelysningen skall vara nedsläckt två timmar före soluppgång och två timmar efter solnedgång för att anpassa belysningen till miljön och människor men att andra tider kan vara acceptabla i städer där man kan anpassa till säsong och trafikflöde.

Man bör i möjligaste mån tillämpa nattsläckning och/eller schemalagd sänkning av utomhusbelysningen. För nattsläckning och schemalagd sänkning av utomhusbelysning finns det en tydlig målkonflikt med trafiksäkerhet eftersom det är oftast under de mörka tiderna på dygnet som det är mest trafik och då många trafikolyckor inträffar. Det är dock inte alltid det kommer uppstå denna typen av målkonflikt eftersom många skyddade arter inte är i närheten av vägar och bebyggelse med mycket trafik. Utifrån detta perspektiv bör man anpassa nattsläckning och schemalagd sänkning till behov och funktion för trafikanter och samtidigt ta hänsyn till vilka restriktioner som man behöver beakta utifrån den specifika miljön eller arten det gäller, speciellt i närheten av områden med naturmiljöer eller vatten.

I stadsmiljö med få djur är det kanske inte lika relevant att ta hänsyn till direkt ekologisk påverkan men motivation till att sänka belysningsstyrkan och ha nattsläckning finns ändå kvar av hänsyn till påverkan på människors dygnsrytm samt för att belysningen fortfarande orsakar ljusföroreningar och himlaglim. Men under såna omständigheter kan man sänka belysningen under sådana tider på dygnet när trafikflödet inte längre är högt.

För extra känsliga naturområden bör nattsläckning ske tidigast möjligt på dygnet, men framförallt bör man vara medveten om att påverkan ändå kan ske eftersom exempelvis en timma av artificiellt ljus kan påverka fladdermössens beteende och tillväxt på ett negativt sätt (Boldogh, Dobrosi & Samu 2007). Det kan dock motiveras att dimra eller nattsläcka för att minska påverkan på andra djur och organismer. Här gäller dock att ifall de starkaste kraven ställs avseende minskat spilljus (exempelvis uppljus och bakljus) och den mest optimala ljuskällan som går att uppbbringa avseende ljusets våglängdsfördelning så bör den ekologiska

påverkan vara liten eftersom ljuset enbart hamnar på den vägytan den är avsedd för och eventuella ljusföroreningar är små (dvs. det ljus som kan påverka omgivande habitat). Det är speciellt motiverat ifall det existerar extremt ljuskänsliga arter i området som det är extra viktigt att införa åtgärder i form av nattsläckning och schemalagd reduktion.

Möjligheter finns även att ytterligare reducera ekologiska påverkan genom att förändra spektralfördelningen vissa tider av dygnet i kombination med nattsläckning och schemalagd belysningsreduktion. Det skulle innebära att en enkel teknisk lösning (LED med olika färg/filter) minimerar risken för ekologisk påverkan samtidigt som energiförbrukningen minskar.

12.3.2. Tid på året

Ifall man kan ge en allmän rekommendation för årstidsvariation utifrån ekologisk påverkan skulle det vara lättare att se vilka arter som fortfarande kan påverkas av artificiell belysning. Exempelvis migrerande och vintervilande djur är inte aktiva under stora delar av året då det finns behov av artificiellt ljus.

För migrerande fåglar kan man peka ut vissa datum då de normalt förflyttar sig och därigenom skulle man kunna anpassa belysningen så den inte stör fåglarnas migration. Under hösten flyger fåglarna ut från Sverige och på våren kommer de tillbaka från vinterkvarteren. Återkomsten till Sverige för exempelvis sädesärta sker mellan 8 mars till 11 april beroende på var nånstans i Sverige det är (Nilsson 2018), men det förändrade klimatet för att tiden för återkomst för exempelvis tropikflyttande fåglar har tidigare lagts med en vecka.

För många djur saknas detaljerat underlag om när de är aktiva under året i olika delar av Sverige, vilket gör det svårt att kunna bedöma ifall de blir påverkade av belysning eller ej under året. Man kan anta att aktivitet för de flesta djur (däggdjur) är begränsad till 0–35°C eftersom temperaturer utanför detta intervall ger höga fysiologiska eller adaptiva kostnader eller så är aktiviteten extremt reducerad (Bennie et al. 2014b).

Utifrån svenska förhållanden betyder detta att de många djur är inaktiva december till februari (Tabell 10). Det är dock förmodligen så att en del djur och organismer har reducerad aktiviteter redan under 10°C vilket innebär att de främst är aktiva mellan ungefär maj–september. Utifrån tabellen (Tabell 10) som visar medeltemperaturskillnader för i genomsnitt två platser per län under normalåren 1961–1990 kan man bedöma risker för biologisk påverkan på djur som är aktiva 0–35°C och anpassa belysningen utifrån dessa förhållanden ifall särskild hänsyn krävs.

De flesta städer i Sverige har nattmörker över 12 timmar per dygn från oktober till mars, medan andel nattmörker under övriga delar av året varierar en aningen över Sverige (Tabell 11). Generellt så finns mindre behov av artificiell utomhusbelysning under april–augusti då det finns en hög andel naturligt ljus.

Detta betyder att under de tider på året när djuren är som mest aktiva (april–september) skulle man kunna reducera belysningen, men det går även att anpassa mer i detalj utifrån i vilken del av Sverige man befinner sig i och utifrån vilken art eller djurgrupp man vill ta hänsyn till.

Tabell 10. Medeltemperatur* för två utvalda platser per län under normalperioden 1961–1990. Län är sorterade från söder till norr enligt positionen för residensstaden i länet. Blå färg < 0°C, orange lika med och över 0°C, till 10°C. Grön är över 10°C.

Län	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Skåne	-1.2	-1.1	1.5	5.7	10.9	14.9	16.0	15.9	12.5	8.6	4.1	0.7
Blekinge	-1.7	-1.7	0.8	4.8	10.4	14.7	16.0	15.4	11.7	7.8	3.3	0.0
Halland	-2.1	-2.0	1.0	5.1	10.8	14.6	15.7	15.1	11.6	7.9	3.2	-0.4
Kalmar	-2.6	-2.5	0.4	4.5	10.0	14.7	16.2	15.4	11.5	7.4	2.7	-0.9
Kronoberg	-2.6	-2.5	0.4	4.8	10.4	14.4	15.5	14.7	11.1	7.2	2.6	-0.9
Gotland	-1.1	-1.7	0.4	4.0	9.2	13.9	16.1	15.7	12.1	8.2	3.8	0.7
Västra Götaland	-1.8	-1.8	1.2	5.3	11.0	15.0	16.1	15.5	12.0	8.3	3.4	0.1
Jönköping	-3.0	-3.0	0.0	4.3	9.9	14.2	15.4	14.5	10.9	7.1	2.3	-1.3
Östergötland	-3.4	-3.4	-0.1	4.6	10.6	15.1	16.3	15.2	11.1	7.0	2.1	-1.7
Södermanland	-3.9	-4.0	-0.8	3.9	9.9	14.6	16.0	14.9	10.6	6.6	1.4	-2.3
Örebro	-4.5	-4.3	-0.9	4.1	10.5	14.9	16.0	14.8	10.5	6.3	0.9	-3.0
Stockholm	-3.0	-3.1	0.0	4.5	10.6	15.5	17.0	16.0	11.8	7.4	2.5	-1.2
Västmanland	-4.2	-4.3	-0.5	4.3	10.8	15.5	16.7	15.5	11.1	6.8	1.4	-2.6
Värmland	-5.2	-5.1	-1.0	3.9	10.3	15.0	16.3	15.0	10.8	6.4	0.6	-3.7
Uppsala	-4.0	-4.4	-1.1	3.5	9.6	14.5	16.2	15.0	10.8	6.4	1.5	-2.2
Dalarna	-7.8	-7.2	-2.9	2.3	8.9	13.9	15.0	13.4	8.8	4.3	-1.8	-6.4
Gävleborg	-6.8	-6.0	-1.7	3.0	9.2	14.4	16.0	14.4	10.1	5.4	-0.7	-5.2
Västernorrland	-8.7	-7.6	-2.8	2.4	8.3	13.9	15.7	14.2	9.6	4.7	-1.9	-6.4
Jämtland	-9.4	-8.0	-4.0	0.9	7.2	12.2	13.7	12.3	7.7	3.2	-3.3	-7.1
Västerbotten	-11.8	-10.4	-5.6	0.3	6.7	12.6	14.6	12.7	7.7	2.5	-5.0	-9.4
Norrbottn	-11.7	-10.8	-7.0	-1.4	4.8	10.7	13.3	11.7	6.8	1.7	-4.5	-9.1

* <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/dataserier-med-normalvarden-1.7354>

Tabell 11. Antal timmar med nattmörker i olika städer i Sverige under året⁵³. Mörkgrått=mer än 12 timmar mörkt per dygn, ljusgrått=6–10 timmar mörkt, och gult=mindre än 6 timmar mörkt.

	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Malmö	16.19	14.26	12.11	9.50	7.44	6.33	7.08	9.00	11.05	13.34	15.43	16.57
Göteborg	16.44	14.38	12.12	9.40	7.21	5.59	6.39	8.45	11.12	13.42	16.03	17.27
Stockholm	17.06	14.49	12.13	9.31	6.59	5.27	6.13	8.30	11.08	13.49	16.21	17.54
Hudiksvall	17.44	15.07	12.14	9.15	6.21	4.28	5.27	8.07	11.03	14.00	16.52	18.42
Umeå	18.27	15.45	12.16	8.58	5.41	3.13	4.32	7.43	10.58	14.13	17.25	19.39
Luleå	19.12	15.45	12.18	8.43	4.57	1.10	3.29	7.18	10.53	14.24	17.58	20.46
Kiruna	20.35	16.14	12.20	8.18	3.37	0.00	0.00	6.40	10.45	14.41	18.54	24.00

⁵³ Hämtat från <<http://www.dinstartida.se/solen-alla-kommuner.asp>> genom att sammanställa antal timmar med mörker varje månad den 15:e eller 14:e för varje stad. Skymning och gryning ingår i de mörka timmarna.

12.3.3. Fluktuerande och periodiskt ljus

Med fluktuerande ljus avses temporärt ljus från exempelvis sensorstyrd stationär belysning eller belysningseffekter från fordon. Eftersom bilarnas strålkastare kan vara starka och ljusspridningen sker horisontellt snarare än vertikalt kan ljusföroreningarna underskattas i de studier som blivit gjorda på exempelvis geografisk utbredning av ljusföroreningar. Ljus från fordon kan spridas mycket långt i terrängen och kan påverka landskap och djur som i övrigt lever i obelysta områden (Gaston & Holt 2018). Djur kan påverkas av fluktuerande ljus på olika sätt, exempelvis genom negativ fototaxis, och denna typen av fluktuerande ljus är svårare att anpassa sig till.

Effekter på djur är exempelvis att nattfjärilar dras till ljuskällan från långa avstånd, men även effekter på t.ex. groddjur kan uppstå då det kan ta lång tid innan ögonen anpassat sig till mörker igen när de blivit bländade av periodiskt starkt ljus. Det finns ökad predationsrisk under den tiden ögat återhämtar sig för att kunna se i nattmörker igen.

För att förhindra påverkan på djur så gäller speciellt vid vattennära miljöer att förhindra ljus från motorfordons strålkastare att reflekteras i vattnet. I vägmiljöer kan sensorstyrd belysning och periodiskt intensivt ljus via fordonens strålkastare göra att vissa djur attraheras närmare vägen och kan där utsättas för högre grad av predation.

En möjlighet att justera ljusintensiteten på fordonens strålkastare är genom att använda intelligenta strålkastarsystem som automatiskt justerar bort bländning för ankommande trafik (Bullough 2015). Sådana system är även lovande för att reducera behovet av vägbelysning ur trafiksäkerhetssynvinkel (Bullough 2012). För vattenmiljöer och känsliga djurgrupper såsom groddjur kan objekt planeras in för att förhindra ljuset från bilarnas strålkastare att störa nattseendet, exempelvis på parkeringar eller längs vägar i känsliga miljöer.

Det är okänt huruvida ekologisk påverkan av ljus skiljer sig åt mellan att helt stänga av belysningen eller ifall man har kvar belysningen på låg effektnivå såsom ofta tillämpas genom schemalagd belysning.

12.4 Begränsa belysningsstyrkan/ljuskvantitet

En åtgärd som ofta föreslås för att minimera ekologisk påverkan av artificiellt ljus generellt är att begränsa eller sänka belysningsstyrkan eller ljusflöde. Belysningsstyrkan hos utomhusbelysningen är ett mått på andelen energi som lampan strålar ut och är en mycket viktig aspekt för ekologisk påverkan då ljus bland annat kan användas som en resurs. Det finns därför goda möjligheter att minska påverkan på arter, områden eller begränsa hur mycket man ljus som direkt och indirekt hamnar i omgivningen (Gaston et al. 2012). Trots detta är det fortfarande ganska ovanligt med vetenskapligt utförda och evidensbara studier av ekologiska effekter av belysningsstyrka i utomhusmiljöer, och än färre som specifikt utreder effekter av olika belysningsstyrkor av LED belysning. Sådana studier är dock viktiga för att få fram tydliga effektsamband mellan artificiellt ljus och ekologiska effekter eller påverkan. De studier som kan användas för att få indikationer på effekter och tröskelvärden för påverkan redovisas nedan. För att undvika överlapp med föregående kapitel fokuseras på belysningsstyrkor och tröskelvärden för påverkan, i första hand studier som gäller LED men eftersom det saknas mycket kunskap kompletteras med studier på andra typer av ljuskällor eller naturligt ljus.

Effekter på aktiviteter hos fladdermöss (dvärghästskonäsa *Rhinolophus hipposideros* och *Myotis* spp.) påverkades även vid ljusnivåer ner till 3,6 lux (LED uppmätt på 1,7 m höjd under lampan), medan aktiviteter hos fladdermöss som är mer snabb-flygande (sydpipistrell *Pipistrellus pipistrellus*, dvärgpipistrell *Pipistrellus pygmaeus* och *Nyctalus/Eptesicus* spp.) inte påverkades olika av belysningsstyrkor mellan 3,6–49,8 lux (Stone et al. 2012). *Rhinolophus hipposideros* föredrar att flyga på områden med endast cirka 0,04 lux vilket strikt sett innebär helt obelysta områden. Belysningsstyrkor under 0,04 lux bör uppnås inom relativt korta avstånd (exempelvis

20 m) från utomhusbelysning, men beror på väldigt många faktorer såsom exempelvis hur högt belysningen är placerad, effekt, ljusspridning, vinkel, etc. Man kan behöva göra ljusfördelningsberäkningar för att vara säkra på ljusets utbredning runt området man skall belysa eftersom ljusspridningen från armaturerna kan skilja sig åt i olika vinklar med bakljus och framljus.

I en annan studie av LED-belysning visades att fladdermöss inte hade någon respons i aktivitet till belysningsstyrka (*Pipistrellus pipistrellus*, *Myotis*) eller en ökad aktivitet med belysningsstyrka (*P. nathusii*) (Lewanzik & Voigt 2017). Resultaten påverkas dock även av att experimentet innefattade att byta från kvicksilverlampor till LED och utifrån studiens resultat går det inte att avgöra var gränsen för påverkan går (i lux). En studie gjord med dimrad LED belysning visade att en reducering till 25% hade samma effekt som icke-belysta områden för aktiviteten hos både *Pipistrellus pipistrellus* och *Myotis spp.* (Rowse et al. 2018).

För ljuskänsliga fladdermöss generellt är det mycket svårt att säga var nedre gränsen för ljuspåverkan går, det är möjligt att det kanske inte finns någon nedre tröskel för påverkan (Stone et al. 2015). Under sådana omständigheter måste man istället göra avvägningar hur belysningen skall utformas för att ändå inte påverka fladdermössen, såsom nedanstående punkter som används som vägledning för att bedöma påverkan av fladdermöss. Här utgår man från att effekterna av artificiellt ljus påverkar fladdermössen olika utifrån vilket ekologiskt stadie som påverkas och vilken känslighet olika arter har (Stone 2013):

- Yngelkoloni – hög negativ påverkan (alla arter)
- Viloplatz – skiljer sig mellan arter, hög negativ påverkan av exempelvis *Rhinolophus spp.*, *Myotis spp.*, *Plecotus spp.*, medium påverkan av exempelvis *Pipistrellus spp.*, *Nyctalus spp.*, *Eptesicus spp.*, *Barbastella spp.*
- Utflygning – hög negativ påverkan (alla arter)
- Födosök – skiljer sig mellan arter men hög negativ påverkan av exempelvis *Rhinolophus spp.*, *Myotis spp.*, *Plecotus spp.*, låg påverkan av exempelvis *Pipistrellus spp.*, *Nyctalus spp.*, *Eptesicus spp.*, *Barbastella spp.*
- Förflyttning – skiljer sig mellan arter men hög negativ påverkan av exempelvis *Rhinolophus spp.*, *Myotis spp.*, *Plecotus spp.*, låg påverkan av exempelvis *Pipistrellus spp.*, *Nyctalus spp.*, *Eptesicus spp.*, *Barbastella spp.*
- Svärmning – hög negativ påverkan (alla arter)
- Övervintring – hög negativ påverkan (alla arter)

Generellt skall man alltid undvika belysning i närheten av boplatser och alla tider på dygnet. Speciellt känsligt är att ha belysning inuti eller vid entrén av yngelkolonier, det skall alltid undvikas. Övervintringsplatser bör ej belysas under viloperioden och belysning vid svärmning bör alltid undvikas. Vissa fladdermöss har stora hemområden för födosök (1–20 km eller mer), vilket betyder att installation av ny belysning inom hemområdet ge effekter både indirekt och direkt som kan ge konsekvenser för fladdermusens överlevnad. Exempelvis så rekommenderas det för Barbastell (*Barbastella barbastellus*) att områden inom en radie av 7 km från boplatserna skall skyddas från påverkan (detta gäller dock ej specifikt för belysning utan generellt) (Zeale et al. 2012).

För de flesta arter och djurgrupper saknas studier av effekterna av LED belysning och olika belysningsstyrkor men det finns generella resonemang och mycket ekologiska studier gjorda under naturliga förhållanden och experiment med andra typer av ljuskällor.

- Belysningsstyrkor som signifikant kan påverka vilda djur kan ligga vid gränsen för fullmåne (dvs. 0,1–0,3 lux exempelvis) eller lägre. Detta beror på att de är nattaktiva och har anpassat sitt seende till mörker (exempelvis med *tapetum lucidum*) och de påverkas av månljus (men månljus räknas till naturligt ljus som djuren är anpassade till). Detta är betydligt lägre belysningsstyrka än vad som används för exempelvis vägbelysning. Det är

okänt ifall belysningen ger negativ ekologisk påverkan (dvs. påverkan på överlevnad/fortplantning).

- Insekter förväntas påverkas mycket negativt av ljus som är på under dygnets alla mörka timmar och som är minst lika starkt som fullmåneljus (ca 0,5–1 lux) och de kan attraheras till ljuskällor (utan avskärmning) på långa avstånd (3–500 m)⁵⁴ (Bruce-White & Shardlow 2011).
- En lång rad undersökningar har påvisat att fiskar påverkas av belysningstyrkor i termer av tröskelvärden för responser om 0,00001–1 lux, beroende på beteende och art (Moore et al. 2006). Mörkt exempelvis påverkas redan vid 1 lux (Brüning et al. 2016; Brüning et al. 2017) genom effekter på melatonin produktionen, men 1 lux var också den lägsta nivån på styrka som testades förutom 0 lux. Ljusnivåer på samma nivå som stjärnljus (0,001–0,0005 lux) kan påverka insjöfiskars beteende (Nightingale et al. 2006). Det finns både positiv och negativ fototaxis hos fiskar vilket ökar risken för negativ ekologisk påverkan. De låga tröskelvärden som finns för påverkan på fisk medför att de kan påverkas av indirekt ljus och himlaglim vilket kan orsaka ekologisk negativ påverkan på skyddade arter exempelvis i sjöar eller vattendrag genom bebyggda och belysta områden.
- För djurplankton (kräftdjur *Calanus* spp.) visade experiment med LED att de har negativ fototaxis till ljus med en ljuskänslighet på 10^{-6} – 10^{-8} $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$, och ljuskänsligheten påverkades även av ljusets spektralfördelning (Båtnes et al. 2015). Såna tröskelvärden motsvarar extremt låga ljusnivåer och påverkan lokalt och av himlaglim är troligt. Påverkan på djurplanktonens migration kan påverka bestånden av de fiskar som har djurplankton i sin diet.
- Fåglar påverkas också av nattljus redan vid exponering till låga nivåer såsom 0,3 lux (genom effekter på melatonin produktionen som påverkar fåglarnas aktiviteter under dygnet) (Dominoni et al. 2013). En undersökning som testade aktiviteter och melatonin påverkan på talgoxar från exponering till 0,05 lux, 0,15 lux, 0,5 lux, 1,5 lux och 5 lux av varmvit LED visade att ekologisk påverkan var utan en nedre tröskel och att påverkan blev större ju högre ljusstyrka de utsattes för (de Jong et al. 2016b). Det finns fåglar som anpassat sig till stadsljus och som förmodligen inte påverkas negativt av artificiellt ljus, de kan exempelvis häcka i ett bo som inte är lika exponerat för ljus men eftersom häckningsplatsen är viktig för fåglars överlevnad bör dessa inte exponeras för belysningsnivåer över 1,6 lux (av LED).

Det finns dock nattaktiva fåglar och sjöfåglar som kan påverkas mycket negativt av artificiellt ljus, en uppskattning tyder på attraktionskraft på 3–5 km ifrån ljuskällan över öppna vattenytor (se resultat beskrivna i Poot et al. 2008). Fåglar som migrerar är extra känsliga eftersom deras magnetisk kompass kan störas så att de attraheras till ljus som kan vara synligt över stora områden såsom exempelvis till sjöss. Precis som med fladdermössen bör vissa delar av fåglarnas ekologiska stadier helt skyddas från artificiellt ljus, exempelvis häckningsplatser och migrationsrutter. Ljus som strålar mot himlen bör generellt undvikas helt under känsliga perioder av fåglars migration, speciellt i kustnära områden (alternativt stängas av och på), eftersom det inte går att utesluta en påverkan på skyddade och hotade arter, oavsett styrka eller spektralfördelning. Det finns dock åtgärder att vidta för att reducera påverkan såsom anpassad våglängdsfördelning, nedsläckning och avstängning när fåglar ansamlas för att släppa iväg dom. Attraktionskraften hos ljuskällor på oljeplattformar visade sig öka med tiden då belysningen är tänd, men redan inom 3 minuter hade en signifikant andel flygit vidare och inom 15 minuter hade alla fåglar flygit iväg (Marquenie et al. 2008). Det finns därför

⁵⁴ Detta har inte hittills blivit bekräftat i vetenskapliga studier.

goda möjligheter att reducera påverkan på migrerande fåglar och sjöfåglar med schemalagd nedsläckning under natten eller vid perioder då vädret gör att attraktionskraften ökar (exempelvis vid dimma som förstärker ljuset).

För de flesta djur och arter finns inga tröskelvärden för påverkan identifierade i litteraturen, vare sig för traditionella ljuskällor eller för LED. Detta gäller även de arter som förväntas vara mer känsliga för artificiellt ljus som dessutom är juridiskt skyddade såsom nattaktiva organismer och djur, exempelvis salamandrar och grodor.

Såsom nämnts ovan så påverkas organismer inte bara av belysningsstyrkan utan effekten kan även bero på vilken våglängd ljuset har, vilket betyder att det med hög sannolikhet existerar interaktionseffekter mellan styrka och våglängd som inte har undersökts i speciellt många vetenskapliga studier. Ett konkret exempel är att ljuskänsligheten hos zooplankton visade sig tredubblas med annan våglängdsfördelning (Båtnes et al. 2015).

Många av de studier som är utförda använder sig av belysningsstyrkor på betydligt högre nivåer än de som är aktuella för utomhusbelysning och det är därför svårt att veta ifall effekterna är signifikanta under ljusnivåer som är mer realistiska i utomhussammanhang.

Det fotopiska färgseendet kan ha känslighet vid olika våglängder för olika arter och organismgrupper, men hos relativt många djur med ögonmorfologi som liknar människans finns i ögat generellt enbart en typ av stavar (förutom hos grodor) för att se i mörker (med skotopiskt seende) och generellt används samma pigment, rodopsin, för detta mörkerseende. Det betyder att ifall ljuset i omgivningen hålls under den som krävs för färgseende hos dessa arter bör de enbart använda sig av stavarna för att se och då bör seendet vara begränsat till 400–600 nm med en topp i ca 500 nm. Som jämförelse så krävs hos människor $< 0,001 \text{ cd/m}^2$ för mörkerseende och mellan $0,001\text{--}3 \text{ cd/m}^2$ sker mesopiskt seende.

De organismer som inte har ögon med samma morfologi och funktion som människor och däggdjur blir påverkade genom andra processer som kan vara mer ljuskänsliga än vad som krävs för en övergång till skotopiskt seende, men risken att de påverkas blir betydligt mindre ifall man kan hålla nere omgivningspåverkan på exempelvis $0,001 \text{ cd/m}^2$ (som gäller för människor för mörkerseende). Men det är viktigt att vara medveten om att exempelvis nattaktiva insekter kan ha färgseende ner till $0,0001 \text{ cd/m}^2$ (Kelber et al. 2002).

Förutom att sänka och begränsa belysningsstyrkan bör man som nämnts ovan begränsa ljusets utbredning i omgivningen genom användning av avskärmning och andra lämpliga åtgärder. Detta är möjligt i exempelvis vissa vägmiljöer där det är prioriterat att lysa upp körbanan men där det ej finns behov att ha belysning för omgivningen samtidigt som man vill begränsa risken för ekologisk påverkan.

GOL "*Guidelines for Outdoor Lighting for Low-Impact Lighting™*" (Dick 2016) har tagits fram för att begränsa bländning, begränsa ekologisk påverkan av belysning och utgör teknisk beskrivning av acceptabla belysningsnivåer för att röra sig säkert inom parkerna som klassats som *Dark Sky Reserves*. I GOL ligger de flesta maximinivåer för utomhusbelysningen på mellan 1–3 lux för belysning för byggnader, parkeringar, gångvägar, etc. För vattenmiljöer, som anses som extra känsliga områden (Gaston et al. 2012) föreslås maximinivåer på 1 lux.

12.5 Ljusets våglängdsfördelning

Då djur och organismer påverkas olika av ljuset beroende av våglängderna som ljuset innehåller och beroende på vilka våglängder de kan se eller som de påverkas av icke-visuellt, har det föreslagits upprepade gånger att man kan minska ekologiska påverkan genom att använda ljus med anpassad spektralfördelning. Främst vill man då begränsa ljus i de lägre spektralbanden runt 480 nm eftersom sånt ljus ofta styr cirkadianska rytmen, genom att använda traditionella ljuskällor såsom HPS med monokromatiskt ljus i våglängder som man antar att många djur inte är känsliga för eller genom att applicera filter som tar bort vissa våglängder. Det har även föreslagits nya metoder för att kunna beräkna andelen ljus under 500 nm, exempelvis genom att beräkna andelen ljus i våglängderna 440–540 nm (Falchi et al. 2011) eller melatonin suppressions index (Aubé et al. 2013). Tyvärr är detta inte en generell lösning för att undvika all ekologisk påverkan eftersom det finns många arter som har högre känslighet för andra typer av våglängder. Därför kommer detta kapitel att försöka att sammanfatta de stora trenderna för djur och organismer avseende våglängder som de inte är känsliga för, utifrån deras seende och icke-visuella system. Färgtemperatur används inte som grund för rekommendationer i denna rapport eftersom det inte ger ett användbart mått av ljusets våglängdsfördelning ur aspekterna av biologisk eller ekologisk påverkan (se Faktaruta 3).

Faktaruta 3. Färgtemperatur

Färgtemperatur används ej här för att ge rekommendationer för hur man kan ändra ljusets våglängdsfördelning för att minimera ekologisk påverkan hos djur och natur. Detta beror på att färgtemperatur generellt inte ger ett användbart eller korrekt mått av ljusets våglängdsfördelning ur aspekterna av biologisk påverkan på organismer eller människor.

En kort repetition av hur djur uppfattar

olika våglängder i fotopiska seendet (se kapitel 8) visar att däggdjur är generellt dikromatiska med färgseende i 500–565 nm och för våglängder kortare än 450 nm med absorptions toppar i violett (420–440 nm) eller i UV (ca 365 nm). Primater, såsom människan har trikromatiskt färgseende (med absorptionstoppar i 420–440 nm, 534–555 nm och 564–580 nm) men det finns generellt inte hos däggdjur i övrigt. Fåglar, fiskar, groddjur och kräldjur har generellt tetrakromatiskt seende med toppar i 560 nm, 500 nm, 400–460 nm och 360–380 nm. Vissa groddjur har trikromatiskt seende. Insekternas seende varierar men omfattar generellt 350–650 nm med hög känslighet för låga våglängder, detta gäller speciellt för nattlevande insekter. Fladdermöss kan ha både tappar och stavar men det är inte helt klart i vilken utsträckning de används då de förlitar sig mycket på ekolokalisering. De flesta arter har dessutom, precis som människan, mörkerseende (skotopiskt seende) som är monokromatiskt seende baserat på rodopsin som har en absorptionstopp i 500 nm. En del djur såsom däggdjur har även *tapetum lucidum* för att se mer ljus i mörker. Grodor kan ha färgseende under skotopiska förhållanden.

I en studie som jämförde de våglängder som 213 olika arter använder sig av (av spindeldjur, insekter, fåglar, kräldjur och däggdjur) med våglängder hos olika ljuskällor konstateras att ljuskällor med breda våglängder såsom vita LED (eller metallhalogen) gör så djuren kan detektera objekt över fler våglängder (Davies et al. 2013), se Tabell 12. När man använder ljuskällor med snävare våglängdsbredd eller monokromatiskt ljus kommer den procentuella andelen ljus som uppfattas av djur därför att vara lägre.

En begränsning av det **blå ljuset** (i våglängder under 500 nm) skulle minska påverkan hos de däggdjur, fåglar, fiskar, kräldjur och insekter som kan absorbera ljus i dessa våglängder, samt minska påverkan på cirkadianska rytmerna som hos de flesta organismer styrs av ljus i de blå våglängderna (via fotoreceptorer). Fördelen med denna begränsning är att negativa effekterna på insekter blir mindre samt att påverkan på många arter av däggdjur, fåglar, fiskar och kräldjur som har seende i dessa våglängder kommer minska. Det är viktigt att vara medveten om att för

djur kommer både de visuella och icke-visuella effekterna att reduceras. En nackdel är att ljus helt utan blåa beståndsdelar inte alltid är så bra för människors synbarhet och komfort. Ifall det blåa ljuset tas bort helt kommer ljusets färgsammansättning att ändras mot t.ex. grönt, gult, orange eller rött. Exempelvis kan man tänka sig att man använder LED-lampor som mer liknar de traditionella LPS och HPS, som dessvärre inte ger förmågan att urskilja färger och som ifrågasatts ur aspekter av trygghet då igenkänning av människors ansikte kan minska.

Tabell 12. Grupper av djur och antal arter, det våglängdsintervall (max $\lambda_{0,5}$ och min $\lambda_{0,5}$) där deras synpigment absorberar mer än 50 % av det ljus som når fotoreceptorerna samt procentuell mängd våglängder som stimuleras av LED belysning. Baserat på Davies et al. (2013).

Grupp (antal arter)	Våglängdsintervall där synpigmenten absorberar mer än 50% av det ljus som når fotoreceptorerna (max $\lambda_{0,5}$ och min $\lambda_{0,5}$)	LED-belysning Procentuell mängd våglängd hos gruppen som stimuleras
Kräldjur (32)	300–600	80 %
Däggdjur (46)	400–600	100 %
Insekter (112)	300–600	80 %
Fåglar (16)	Ca 350–ca 625	90 %
Spindeldjur (7)	Ca 300–ca 600	Ca 78 %

Fördelarna med att använda monokromatiskt ljus såsom traditionell LPS eller begränsad våglängdsbredd såsom HPS med **gult ljus** är att man starkt begränsar påverkan på djur som kan absorbera ljus i alla andra våglängder. LPS har traditionellt haft ljus i våglängden 589 nm och det betyder att man genom att använda en våglängd eller ett mycket kort våglängdsband endast kommer påverka organismer som är känsliga för just denna våglängd. En del studier förespråkar därför att utomhusbelysningen med ljuskällor med våglängd i gult skall användas för att minska påverkan på djur och människan, samt för att reducera himlaglim (t.ex. Solano Lamphar & Kocifaj 2013). Eftersom våglängden 589 nm fortfarande kan uppfattas av däggdjur, fåglar, fiskar och kräldjur då de har synpigment som kan absorbera i detta område kommer effekten av det artificiella ljuset inte att upphöra, men bli lägre eftersom man begränsar påverkan via de övriga våglängderna av ljuset. För användning under skotopiska förhållanden innebär 589 nm ljus i det allra yttersta spektrat av synen, men då skotopiska synen är mer ljuskänslig räcker det med relativt små mängder ljus för att djuren ändå skall uppfatta ljuskällan.

Även **insekter** har seende i våglängder < 650 nm men eftersom kortare våglängder attraherar insekter mer än de längre våglängderna finns även för denna grupp en mindre attraherande inverkan av gult ljus (jämfört med andra ljuskällor av mer breda våglängdsfördelningar). Utifrån de studier som är gjorda på LED har dock visats att LED både kan vara mer attraherande och mindre attraherande än ljuskällor med mer gult ljus, varför det är tveksamt ifall man utifrån den kunskap som finns idag kan rekommendera att använda gult ljus för att minska effekterna på insekter. Specialdesignad belysning där man anpassat våglängderna efter de som insekterna kan uppfatta har hittills visat sig ha minst attraherande effekt på insekter (se Longcore et al. 2015).

Fåglars och groddjurs **magnetiska kompass** kan störas av gult och rött ljus, vilket försvårar möjligheten att använda sig av röda våglängder för att reducera påverkan på djur. Man rekommenderar att använda sig av ljuskällor som stänger av och på sig, är blinkande eller svepande för att minska risken att fåglar eller grodor "fastnar" i ljuskällan eller blir disorienterade när deras magnetiska kompass sätts ur spel. Migrerande fåglar är generellt mindre attraherade av och blir mindre disorienterade till grönt (535 nm) och blått ljus (450 nm) (Wiltschko et al. 1993; Wiltschko & Wiltschko 1995; Wiltschko et al. 2003; Poot et al. 2008). Avstängning av belysning som kan påverka migrerande fåglar bör ske efter midnatt eftersom

fåglarna då ofta börjar sin nedstegning, och detta speciellt under vår och höst. Eftersom det inte går att utesluta en negativ påverkan på skyddade eller hotade fåglars överlevnad med ljuskällor riktade mot himlen även fast man tillämpar ovanstående åtgärder och anpassningar kan inte denna sortens belysning utomhus rekommenderas utom under exceptionella omständigheter eller under tidsbegränsade perioder när det är bekräftat att påverkan på fåglar inte kommer ske.

Även studier av talgoxar verkar indikera att grönt ljus ger mindre stresspåverkan än vitt och rött ljus (Ouyang et al. 2015). Det är inte känt ifall himlaglim kan påverka fåglars överlevnad genom ökat födosök men en del fåglar verkar kunna använda artificiellt ljus för att födosöka mera även om det inte är helt klarlagt vid vilka nivåer som påverkan sker vid (t.ex. Dwyer et al. 2013). För fåglar verkar olika våglängdsfördelningar hos ljuset vara viktigt för olika typer av processer i livscykeln, exempelvis har rött ljus större effekt på könsmognad än vitt ljus medan grönt ljus har mindre effekt på könsmognad men är bättre på att synkronisera cirkadianska rytmerna. Det är därför komplicerat att veta exakt vilka effekter olika våglängdsfördelningar i ljusets sammansättning får på fåglar. Man behöver därför undersöka hur fåglarnas livscykel påverkas med belysningen, såsom exemplifierats ovan avseende fladdermöss (kapitel 12.4) och tillämpa försiktighetsprincipen.

De flesta dagaktiva fåglar är beroende av fotopiskt seende (dagsljusseende) och har således dåligt utvecklat mörkerseende. Detta betyder att ekologiska effekten av ljus vid våglängder i ytterkanten av fåglarnas seende eller vid användning av monokromatiskt ljus bör vara lägre när belysningsstyrkan är låg, eller åtminstone så låg att de inte längre kan använda sig av det skotopiska seendet. Fåglarnas seende vid olika våglängder överlappar mycket med människans trikromatiska seende, vilket medför att ifall belysningens våglängdsbredd är "fågelanpassad" för minskad påverkan på fåglar kommer den även leda till lägre eller sämre funktion för människor. Ett exempel är att använda monokromatiskt ljus som inte tillåter färgseende för människor.

För **groddjur** verkar det i dagsläget saknas vetenskapligt pålitligt genomförda studier av effekter av olika typer av LED och/eller våglängdsfördelningar. Fältobservationer visar att migrerande paddor undviker vägar med belysning av vitt ljus (med bred våglängdsfördelning) eller grönt ljus (med två toppar: en i ca 470–480 nm och den andra i ca 540–550 nm) men attraherades till rött ljus (ca 620 nm) (van Grunsven et al. 2017). Eftersom groddjur har ett välutvecklat mörkerseende är risken hög att de påverkas negativt av mycket låga nivåer ljus i de flesta våglängder människan kan uppfatta (i belysningsstyrkor som är lägre än människan kan uppfatta). Olika stadier i livscykeln hos groddor kan påverkas olika och olika arter har utvecklat olika anpassningar i seendet. Därför rekommenderas i dagsläget att använda extra strikt avskärmning och minimala nivåer av omgivningsljus för att undvika negativa ekologiska effekter av att belysa groddors habitat och deras boplatser, födosökning, migration, yngeluppväxt och parningsområden.

De studier som är gjorda på **fiskar** har visat att olika arter har olika känslighet och responser till olika våglängder beroende av exempelvis artens ekologi, ålder, omgivningsförhållanden, habitat och utvecklingsstadier, etc. Vad man vet är att artificiellt ljus kan ha effekter på överlevnaden ifall ljuset stör fiskarnas migration, äggläggning, beteende och födosök. Även om inte ljusets styrka är på såna nivåer att färgseende borde vara aktivt kan man få indirekta effekter på fiskar. Effekter på fiskars beteende och fysiologi har i studier visat sig uppkomma vid så låga nivåer som 1 lux, varför man alltid bör hålla nere belysningsstyrkan på alla ljuskällor vid vatten som når vattnet, oavsett vilka våglängder ljuskällan har. Mycket ljusspridning går dock att begränsa med god ljusdesign och användning av strikt avskärmning.

Plankton, som är en viktig del av ekosystemen i sjöar och hav har extremt hög känslighet för ljus och effekten av ljuset varierar med våglängdsfördelningen. Både plankton och fisk kan ha positiv och/eller negativ fototaxis beroende på art, våglängd och styrka. Det kan därför inte rekommenderas att belysa miljöer med vattenorganismer där ljuset riskerar nå vattnet med någon typ av ljuskälla/våglängd eftersom risken är stor för ekologisk direkt eller indirekt

påverkan av arter som kan vara skyddade såsom fiskar, fåglar, groddjur. Ifall ljus i dessa miljöer av säkerhetsskäl måste användas bör man använda sig av principen av att ljusets våglängder filtreras bort olika snabbt med vattendjup (ifall det är relevant), så att exempelvis röda våglängder filtreras bort först, och använda ihop med avskärmning och nedsläckning för att undvika att attrahera groddjur och fåglar. Ljus som riktas ned i vattnet (exempelvis down-lights på vattennära objekt) bör inte användas överhuvudtaget men speciellt inte i områden där det förekommer arter av skyddsvärd relevans (för mer info om vattennära miljöer i kapitel 13.5). Eftersom det är svårt att veta ifall man påverkar arter av skyddsvärd relevans bör försiktighetsprincipen tillämpas. Det kan dock vara okänt vilka arter som omfattas varför det är motiverat att reducera indirekta ekologiska effekter.

För **fladdermöss** så verkar effekten av artificiellt ljus på de ljusoleranta fladdermössen eventuellt kunna reduceras genom modifieringar som ger lägre nivåer av UV-ljus och blått ljus på grund av att de attraheras till belysningen på grund av en högre förekomst av insekter. Däremot kan fladdermössen även attraheras av grönt ljus (som inte attraherar insekter). De studier som finns tillgängliga i dagsläget antyder att en övergång till LED-belysning (från kvicksilverlampor) kan komma att minska påverkan på fladdermöss i urbana miljöer (Lewanzik & Voigt 2017), eller åtminstone inte leda till någon ökad påverkan som vid övergång från LPS till LED (Rowse et al. 2016). De ljusskyende arterna verkar undvika alla typer av belysning och är känsliga även för låga belysningsstyrkor, om än med vissa gradskillnader med fördel för bland annat LED. Röd LED (ca 590–650 nm) verkar inte påverka ljusoleranta eller ljusskyende fladdermöss jämfört med vitt ljus och grönt ljus och rött ljus är därför att föredra i speciellt känsliga miljöer. På grund av att fladdermöss kan ha absorptionstoppar i 565 nm och 545–553 nm bör dock inte det röda ljuset förekomma i alltför låga våglängder.

Sammanfattningsvis kan man anpassa ljuskällans spektralfördelning till en viss del för att minska påverkan men den påverkan som sker via cirkadianska rytmen (det blå ljuset) är mest angeläget att reducera. För övriga begränsningar av våglängdsfördelning bör avskärmningar av ljuskällorna räcka långt för att begränsa mängden ljus som djur exponeras för (i naturen och runt lamporna), på så vis att man inte stimulerar det fotopiska seendet som därmed möjliggör djurs seende över många våglängder. Ett undantag är organismer som har fototaxis eller fototaxis liknande responser till belysning eftersom den nedre gränsen för påverkan verkar mycket svår att förutspå. Insekter är här en speciell grupp som kräver extra omtanke vid uppsättning av belysning på grund av hög attraktionskraft som leder till hög mortalitet, liksom vattenanknutna organismer som kan påverkas vid extremt låga belysningsnivåer. För vissa grupper finns inte tillräckligt underlag för att kunna säga att anpassningar i våglängder hos ljuskällan kommer att kunna reducera ekologisk påverkan. Under sådana omständigheter får man utgå från artens livscykel och ekologi och säkerställa att inte påverkan sker på såna sätt att artens överlevnad påverkas.

13 Anpassning till olika miljöer och ekosystem

I detta kapitel kommer olika miljöer att diskuteras utifrån belysningsföresättningar, ekologisk relevans och påverkan samt vilka aspekter som bör beaktas i belysningsplaneringen eller miljöarbetet. För det mesta går begränsningar i utomhusbelysningen hand i hand med arbetet med energieffektivisering av belysningen men i vissa enstaka fall kan målkonflikter uppkomma (exempelvis i urbana områden nära naturmiljöer med skyddsvärda arter).

13.1 Centrala stadsmiljöer

Centrala stadsmiljöer kännetecknas av höga ljusnivåer för att möjliggöra ett aktivt människoliv dygnet runt med hög belysningsstyrka och många ljuskällor som lyser upp områdena, allt från

vägbelysning till affärsbelysning. I centrala stadsmiljöer finns inte speciellt många ljuskänsliga eller skyddsvärda arter, men det kan finnas nätverk av träd eller vegetation som förbinder exempelvis parker med gator som används av organismer för spridning. I stadsplaneringen bör man därför vara medveten om att gröna ytor såsom parker och gatuträd behöver ha skydd från ljus för att kunna vara refuger eller boendeytor för insekter, djur och/eller organismer vars livsrytm är beroende av perioder av mörker, såsom exempelvis de flesta däggdjur. Insekter som finns i stadsmiljöer och uppvisar positiv fototaxis riskerar bli utrotade på grund av dammsugningseffekten. Dammsugningseffekten är när ljuskällor eller ljusföroreningar suger upp insekter såsom att de vore dammsugare (Eisenbeis 2006).

Det finns ökad risk för ekologisk påverkan i vatten i stadsnära områden som kan påverka livsmiljöer uppströms och nedströms eller balansen mellan predatorer-byte i sjöar. Detta kan vara en speciellt hög relevans ifall det förekommer skyddade fiskar eller andra skyddsvärda organismer i stadsnära vattenmiljöer (både migrerande och stationära arter).

Centrala stadsmiljöer riskerar att attrahera fåglar som har positiv fototaxis. Eftersom alla fåglar är skyddade och många kan attraheras av ljus av olika våglängder bör höga byggnader såsom höghus, torn, master, installationer eller estetisk belysning begränsas (i tid, rum och/eller våglängder) när det innebär att belysa natthimlen med ljus som inte har någon egentlig funktion för människors säkerhet. Ifall det inte kan säkerställas att höga byggnader använder våglängder eller teknik/policies som inte attraherar fåglar bör ljuset starkt begränsas, eftersom ljus högt upp i skyn är synbart från mycket långa avstånd och kan dessutom förstärkas ytterligare vid dimma och moln. Begränsningen av ljus gäller i synnerhet i öppna miljöer såsom vattenmiljöer eller i öppna kulturlandskap där ljuset inte stoppas av objekt (byggnader, träd, berg, etc.) och därför kan spridas mycket långt i terrängen (kilometer till mil) och attrahera fåglar från naturmiljöer som inte är belysta.

Belysning i centrala stadsmiljöer leder till himlaglim och till påverkan i naturmiljöer flera kilometer eller mil från stadskärnan där skyddade och ljuskänsliga arter kan påverkas. Exempelvis fåglar, groddjur och fladdermöss som är grupper där alla arter är skyddade enligt lagstiftningen.

13.2 Urbana miljöer

Urbana miljöer kännetecknas av att vara mestadels bebyggda och kan vara lokaliserade i utkanter av städer och angränsar ofta mot naturmiljöer eller vatten. Belysningsnivåerna är inte lika intensiva som i centrala stadsmiljöer men belysningen är en viktig del för säkerhet och trygghet då många människor bor i dessa områden. Belysning finns i exempelvis boendemiljöer, på transportleder, vid affärer, idrottsanläggningar, industrier och i anslutning till naturmiljöer för friluftsliv och rekreation. Variationen i belysning är hög eftersom behoven av belysningstyrka skiljer sig mycket åt mellan exempelvis idrottsplan och cykelväg. Urbana miljöer angränsar ofta till naturmiljöer eller så kan naturmiljöerna ligga insprängda och utgöra obelysta områden i bebyggelsen. Detta innebär att det även finns stora områden som inte har belysning.

I de urbana miljöerna förekommer djur och organismer som kan gynnas av belysta miljöer såsom exempelvis (stads)fåglar som kan utnyttja ljuset och därmed få fördelar av förlängd födosökningstid eller skydd från naturliga predatorer som undviker artificiellt ljus. Även vissa fladdermöss gynnas av belysning och födosöker efter insekter. Insekter i naturmiljöer som attraheras till belysningen kommer ansamlas i större mängder i de urbana miljöerna för att där bli till föda eller dör. Även groddjur kan attraheras till artificiellt ljus och då lockas ut från sina naturliga habitat. Risk för ekologisk påverkan är större då de belysta områdena är insprängda mellan naturmiljöer eftersom arean av ljusföroreningar i kantonerna blir högre (på grund av kantonseffekter) och påverkar större områden av naturmiljöer. Men detta beror även på omgivningsfaktorer såsom objekt som förhindrar ljuset att spridas vidare.

Liksom hos centrala stadsmiljöer finns extra hög risk för påverkan på fåglar som attraheras till belysningen, liksom påverkan på djur och organismer i vattenmiljöer samt risk för påverkan på skyddade arter via kumulativa effekter på ökningen i himlaglim.

Naturmiljöer som ligger i närheten av stadsmiljöer och urbana miljöer (km till mil ifrån) kan influeras av himlaglim så att känsliga arter påverkas. Påverkan av artificiellt ljus via himlaglim kan få konsekvenser för skyddade naturmiljöer eftersom det kan påverka de djur och organismer man velat skydda genom skötsel- och bevarandeplaner. Detta gäller exempelvis Natura 2000-områden men även friluftsområden och rekreationsområden där man vill bevara naturliga miljöer (utan betydande miljöpåverkan). Betydande miljöpåverkan kan under sådana förhållanden uppkomma utan att någon identifierat att ljusföroreningarna behöver åtgärdas.

Planering av urbana miljöer behöver ta hänsyn till människors behov av trygghet och säkerhet och samtidigt säkerställa att inte ljuset påverkar djur och organismer negativt så betydande miljöpåverkan kan uppstå.

Här finns risk för målkonflikter eftersom man vill belysa områden i närheten av naturmiljöer ifall det finns rekreationsintresse (idrottsplaner nära naturmiljöer), men även då man vill ha kontinuerlig belysning längs transportkorridorer för att gynna gång- och cykeltransporter. Belysning som anordnas symmetriskt i bebyggelse eller längs transportvägar/vattenleder så att de utgör sammanhängande stråk i landskapet utgör barriärer för organismer som är ljusskyende (fotofobiska). Detta gäller exempelvis ljuskänsliga fladdermöss och vissa fiskarter. Även fast de flesta djurarter har förmågan att undvika belysta områden kan barriärer inskränka och begränsa deras hemområden och därmed reducera arean som är nödvändig för att livnära sig utan att spendera alltför stora mängder energi. Det är svårt att säga nåt generellt om dessa känsliga djur och organismer eftersom känslighet för belysningsstyrka och våglängder i många arter verkar ha utvecklats olika.

Generellt i urbana miljöer måste behov av människors säkerhet och trygghet säkerställas utan att man får en negativ inverkan på känsliga och skyddade arter som kan finnas i naturmiljöer i samma område. I möjligaste mån behöver belysningsstyrka ses över så man inte skapar onödigt uppljus men även striktare typer av avskärmning bör användas ifall belysningen är i närheten av naturmiljöer med speciellt skydd. Nedsläckning och dimring bör användas där det är acceptabelt för användarna. Utomhusbelysningen som används bör ha minimalt med bländning och hellre ha mer rött ljus än blått, men detta beror på vilka djur/arter som ska skyddas. För extra känsliga naturmiljöer/arter behöver en belysningsplan tas fram för att säkerställa att ingen betydande miljöpåverkan uppstår.

13.3 Landsbygd

På landsbygden förekommer både mix av bebyggelse, enstaka fastigheter, mindre byar samt stor andel naturmiljöer eller brukande. På landsbygden finns många djur och organismer som är känsliga för artificiellt ljus och som kan vara skyddsvärda, speciellt i miljöer som inte blivit bebyggda av människor. Beroende av terrängen kan artificiellt ljus nå mycket långt eller kort ifall landskapet är mycket kuperat eller har berg och kullar. På landsbygden är det extra viktigt med belysning i mindre tätorter och samhällen för att inte påverka tillgängligheten och tryggheten. På mindre fastigheter behöver de boende se sin utomhusmiljö för att vara aktiva under vinterhalvåret men även av säkerhetsskäl. Risken för himlaglim är mycket låg men landsbygdsområden kan påverkas av himlaglim från större eller mindre städer/bebyggelse.

Dammsugningseffekten är troligtvis hög i landsbygden ifall utomhusbelysningen är på höga stolpar och då ljuset kan nå långt i landskapet, exempelvis över jordbruksmarker. I öppna landskap kan ljuset spridas många hundra meter från ljuskällan. Artificiellt ljus med hög spridningseffekt i landsbygden kan ha dramatiska konsekvenser för de insekter som attraheras av artificiellt ljus eftersom de sugs in från omgivande naturmiljöer. I områden med skogsbruk

begränsas omfattningen av hur långt ljuset når och dammsugningseffekten bör vara lägre, rent generellt. Avseende himlaglim kan dock effekterna vara stora även i skogslandskap, speciellt ifall bebyggelsen ligger på en höjd och det finns vatten i närheten som ytterligare kan reflektera ljuset men även i kombination med dimma/moln.

Vägbelysning anordnas inte generellt på landsbygd (Trafikverket & SKL 2015a), förutom som gatubelysning i mindre orter/samhällen samt vid bostäder, industrier (etc.), samt vid platser eller vägar där det finns extra trafiksäkerhetsbehov såsom ifall det förekommer *”en avsevärd högre andel mörkerolyckor än vad som är normalt under mörker, ifall det förekommer störande eller missledande ljus i stor omfattning och stor gång- och cykeltrafik på vägren (efter mörkrets inbrott)”* (Bertolotti & Salmon 2005). Även en hög mängd trafikflöde i landsbygd motiverar användning av vägbelysning.

I landsbygdsmiljöer förekommer många av Sveriges skyddade arter och man behöver därför vara extra noga och säkerställa att ingen betydande miljöpåverkan på dessa arter kan ske ifall belysning skall anordnas i landsbygdsmiljöer. Även stråk av sammanhängande belysning kan utgöra barriärer för mindre djur i mindre orter eller industriområden.

Naturmiljöer i landsbygden har naturligt mycket låga ljusintensiteter och det mesta ljuset nattetid kommer från månen. På grund av kontrastskillnaden kommer ljusföroreningar att framstå som starkare än i exempelvis urban miljö. Eftersom många däggdjur i landsbygden är nattaktiva eller krepuskulära kan de påverkas i större grad när skillnaden i ljusintensitet blir hög. Därför bör även belysning på landsbygden minimeras i sin omfattning, dvs belysningsstyrka, arealmässigt samt tidsmässigt.

Alla områden i landsbygden som har någon typ av naturskydd behöver säkerställa att inte artificiell belysning i form av lokala ljuskällor, regionala ljusföroreningar eller temporära ljusstörningar påverkar djur och organismer på ett sådant sätt att betydande miljöpåverkan uppstår. För flera skyddade djurgrupper finns risk för påverkan redan vid extremt låga ljusnivåer (se kapitel 8 och 10). Man bör undvika belysning på högt uppsatta punkter eller mot himlen på grund av risk för påverkan och då speciellt via fototaxis som bland annat finns hos fåglar (eftersom alla fåglar är skyddade).

13.4 Skogsekosystem

De flesta skogsekosystem är lokaliserade i landsbygd men det förekommer även skogar i närheten till eller i urbana miljöer och i städer.

I skogsekosystem lever arter på/i markytan och i träden. Djuren har anpassat sig till en miljö som är betydligt mörkare än exempelvis i mer öppna landskap, exempelvis groddjur och nattaktiva eller krepuskulära djur. Skogen utgör komplexa strukturer som filtrerar bort ljus såsom solsken och månsken när ljuset passerar genom löv, barr och grenar, vilket gör att även artificiellt ljus kommer filtreras bort i skogsmiljöer. Naturliga belysningsstyrkor i lövfällande skog kan exempelvis variera från i genomsnitt 100 lux under kvällen till under 0,0001 lux under de mörkaste timmarna på natten (Buchanan 2006). Skogslevande arter såsom salamandrar som är nattaktiva och anpassat sig till månsken har visat sig påverkas negativt genom minskat eller fördröjt födointag när de exponerades för artificiellt ljus i skogen (Wise 2007). Andra studier har visat att två nattaktiva arter (assapan eller mindre nordamerikansk flygekorre *Glaucomys volans* och korthuvad flygpungekorre *Petaurus breviceps*) i skogsmiljöer som utsätts för artificiellt ljus dröjer med att vakna upp på natten och får minskad födosökningsaktivitet (DeCoursey 1986; Barber-Meyer 2007). Artificiellt ljus i skogsmiljöer kan även fördröja nytetablering av myrkolonier och myror har visat sig attraherade till det artificiella ljuset vilket kan leda till reducerad överlevnad på grund av ökad risk för predation (Moser et al. 2004).

Trädlevande insekter och djur som är anpassade till de låga ljusstyrkor de normalt utsätts för i skogsmiljöer är med hög sannolikhet känsliga för artificiellt ljus. Detta gäller speciellt ifall de har

bo i träd som exponeras för artificiellt ljus eftersom detta direkt kan påverka överlevnaden. För dagaktiva arter kan dygnsrytm påverkas såsom visats hos fåglar, medan vissa nattaktiva djur i möjligaste mån försöker undvika belysta områdena eller blir utsatta för högre predationsrisk (exempelvis fladdermöss och mindre gnagare såsom möss, se exempelvis Rotics et al. 2011; Schroer & Hölker 2016).

13.5 Vattennära miljöer

Områden som är kust eller ligger vattennära är ofta belysta eftersom dessa områden är populära att bebygga och för att bebyggelse även historiskt sett har varit attraktiv att lokalisera vid vatten. För utöver bebyggelse kan även andra aktiviteter orsaka ljusföroreningar i vattennära miljöer, såsom fartyg och sjötransporter, hamnar, eller oljerigggar. Dessutom orsakar vattnet reflektioner som ökar andelen reflekterande ljus från lokala ljuskällor. Vattenmiljöer runt bebyggelse kan därför utsättas för större exponering av ljusföroreningar än jämfört med andra miljöer på grund av avsaknad av objekt (bebyggelse, träd eller andra strukturer) som stoppar ljuset från att nå vattnet, men även genom himlaglim, vattenreflektion och samverkan med lokala ljuskällor. Liksom med buller kan ljuset spridas längre över vatten eftersom det inte finns strukturer som stoppar ljuset. Därför kan påverkan av artificiellt ljus i vattennära områden omfatta betydligt större områden än jämfört med belysning som är i andra miljöer.

Många städer och urbana områden har akvatiska habitat (naturliga eller konstgjorda) som används av estetiska skäl, i rekreationssyfte eller av andra skäl såsom vattenuppsamling eller vattenrening. I sådana områden kan himlaglim medföra en kronisk ökad exponering till ljusstyrkor än de som normalt finns under naturliga förutsättningar i dessa miljöer (Perry et al. 2008). Exempelvis kan de nattliga "belysningsstyrkorna" vid vattnet vara 0,1–1 lux vilket är jämförbart med skymnings- och gryningsljus.

Kuster utgör områden som människor gärna belyser och där bebyggelse är attraktivt, både av bostäder och hamnar och tillhörande transportinfrastruktur. Den artificiella belysningen längs kuster påverkar fisk och akvatiska växter, bland annat genom att påverka predator-byte förhållanden då ljus ökar synbarheten för rovfiskar (t.ex. Longcore & Rich 2016). Både kuster och stränder saknar ofta fysiska hinder som förhindrar artificiellt ljus från ljuskällor på land att nå vattnet och det bör beaktas i planeringen. Därför kan belysning från stränder och kuster påverka de ekvatiska ekosystemen, men omfattningen är i dagsläget okänd. Människor använder ofta stränder eller sjöar i rekreationssyfte och eftersom vatten är naturligt betydligt mörkare finns även bra chanser att skåda natthimlen i dessa områden.

Generellt bör exponeringen av artificiellt ljus vid kuster och stränder minimeras eftersom dessa miljöer "fortplantar" ljuset i landskapet och över vattnet, för att ljusföroreningar vid och i vatten är enkla att undvika genom åtgärder genom teknik och design, men också för att djur och organismer som lever i dessa miljöer verkar vara extra känsliga för artificiellt ljus och det är mycket svårt att förutsäga de ekologiska konsekvenserna av ljuset i dessa miljöer.

Fiskar, plankton, vattenlevande insekter, vattenlevande organismer, samt djur och organismer som lever helt eller delvis i vattengynnade habitat såsom exempelvis groddjur har i de flesta fall visat sig påverkas av artificiellt ljus, även LED-belysning med olika våglängder och även vid extremt låga ljusnivåer (≤ 1 lux). Det finns dock exempel på arter som inte verkar påverkas lika mycket i experiment som är utförda under kontrollerade förhållanden men dessa är ovanliga (se exempelvis respons av *Lithognathus mormyrus* (Marchesan et al. 2005)). Flera olika typer av vattenlevande djur och organismer uppvisar hög känslighet vid låga belysningsstyrkor och responser såsom fototaxis eller fotofobi, vilket kan påverka överlevnaden. Responserna är beroende av belysningsstyrka, våglängdsfördelning och vattnets filtrerande egenskaper, samt artens ekologi och djup, vilket gör det nästintill omöjligt att förutspå effekter och konsekvenser av artificiellt ljus på arter och i ekosystem. De vetenskapliga experiment som genomförts visar

påverkan på fiskars dygnsrytm vid de belysningsstyrkor som är realistiska att förekomma i miljöer som indirekt belyses.

Skyddsvärda arter såsom laxfiskar kan påverkas av vägbelysning och brobelysning på sånt sätt att överlevnaden kan påverkas (Hölker et al. 2010b; Schroer & Hölker 2016). Vattendrag kan vara extra känsliga för artificiellt ljus eftersom ljuset har möjlighet att spridas långt över vatten samtidigt som det existerar många organismer som uppvisar fototaxis eller positiv attraktion till ljuskällor i dessa miljöer.

Av speciell relevans är groddjur som är bundna till akvatiska habitat och vattenmiljöer i sin livscykel, men även fladdermöss (som ofta använder vattenområden att jaga), samt skyddade arter generellt som är knutna till vattenmiljöer, exempelvis fiskar och många fåglar. Det finns därför hög risk för att effekter av artificiellt ljus sprids vidare i ekosystemen och påverkar predation och överlevnaden av arter.

Sjöfåglar och kustfåglar, speciellt såna som är aktiva nattetid är speciellt känsliga för artificiellt ljus eftersom det finns arter som uppvisar fototaxis eller positiv attraktion till ljus. De arter som har fototaxis riskerar att attraheras till artificiella ljuskällor från mycket avlånga avstånd (eftersom ljuset sprider sig längre över hav/sjö) och detta kan direkt påverka fåglarnas överlevnad (Montevecchi 2006). Fototaxisen hos fåglarna beror på vilken månfas det är samt väderförhållanden eftersom exempelvis dimma gör att ljuset sprids längre och förstärks. Artificiella ljuskällor kan utgöra evolutionära fällor för sjöfåglarna. Högst risk för mortalitet är vid höst- och vårmigration, då stora mängder fåglar emigrerar, och på hösten då de fåglar som är födda samma år blir disorienterade av artificiellt ljus för första gången (Montevecchi 2006).

Vattennära miljöer som speciellt bör beaktas vid belysningsplanering för att minimera ekologiska effekter av belysning (i vatten och på miljöer i närheten av vatten) är:

- Kuster och stränder
- Åar och vattendrag
- Öar (dessa utgör ofta häckningsplatser för skyddade fåglar)
- Speciellt utpekade skyddade områden vid kust/hav/sjö/vattendrag/annan typ av vattenmiljö (exempelvis Natura 2000-områden, nationalparker, naturreservat, naturvårdsområden, djur- och växtskyddsområde, biotopskyddsområde, etc., se Skyddad Natur⁵⁵ för karta över Sverige där dessa ingår).
- Starka ljuskällor riktade mot vattenytor eller över vattenytor eller som kan ses från vattnet, speciellt där de kan påverka sjö- och kustfågel

Belysningen bör ej utformas så att artificiellt ljus hamnar i vattnet eller reflekteras över stora områden (på grund av hög ljuskänslighet och tröskelvärden för påverkan hos organismer och djur), men anpassning till behov bör ske för att undvika målkonflikter och utifrån omgivningens förutsättningar. Ifall det förekommer skyddade arter bör man undvika alla typer av artificiell belysning på vattenytan (exempelvis < 1 lux) för att säkerställa att ingen ekologisk påverkan sker i vattnet av några organismer. Ifall belysning ändå måste användas bör våglängden anpassas utifrån den organism som avses att skyddas då det finns målkonflikter mellan exempelvis påverkan på fisk/fladdermöss och fåglar/groddjur.

På grund av risk för polarisering av ytor (speciellt vita, grå och gula) rekommenderas att inte ha artificiellt ljus närmare än ca 500 m från vatten (i öppna landskap där ljus kan nå vattenytan) om man inte säkerställer att ljuset inte faller på vattenytan genom strikt avskärmning i exempelvis BUG-systemet och genom noggranna mätningar efter installationen. Detta gäller

⁵⁵ <http://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>

under omständigheter när det i övrigt inte finns speciellt mycket ljusföroreningar i området eftersom attraktionskraften till ljuskällorna även verkar påverkas av omgivningsljuset.

Det finns även skäl för regelbunden kontroll av sådana installationer för att försäkra sig om att stolparna inte ändrar vinkel efter vintern eller stormar. Parkeringar bör ej lokaliseras i närheten av vatten på grund av risken att insektslevande insekter försöker lägga ägg på de polariserade ytor på fordonen.

13.6 Nordliga miljöer

Områden som är nordliga eller sub-arktiska såsom exempelvis svenska fjällen har ofta relativt öppna landskap där artificiellt ljus kan sträcka sig över stora områden eftersom det saknas objekt som stoppar ljuset. Samtidigt är det typiskt för boreala, artiska och bergsområden att det generellt är en lägre grad av ljusföroreningar och andelen ljusföroreningar ökar betydligt mindre än andra områden på jorden (Bennie et al. 2015c).

Det som är utmärkande för nordliga breddgrader är de långa vinternätterna och de korta sommarnätterna. Belysningen är mest tänd vintertid, då många av djuren ligger i vintervila.

De nordliga miljöerna i Sverige är inte lika mycket bebyggda som andra delar av Sverige men det förekommer exploatering i form av gruvindustri och tillhörande transportinfrastruktur för godstransporterna, samt exploatering för turism i olika former. Därför förekommer artificiell belysning i fjällnära och nordliga miljöer. Dessa områden är även troligtvis mer känsliga för himlaglim under delar av året då det naturligt är mörkt.

Miljöer i nordliga miljöer och höga latituder/altituder kännetecknas av starka begränsningar i tillväxt med temperatur och/eller ljusförhållanden för att sedan snabbt kunna tillgodogöra sig de korta sommarmånadernas värme och solljus. Artificiellt ljus har potential att störa biologiska dygnsrytmen/säsongsrytmen för organismer som är hårt styrda av årliga ljus- och temperaturrytmen och därmed leda till sämre överlevnad.

Det finns även viss risk för påverkan av balansen mellan predator och byte (Longcore & Rich 2016). Nattaktiva djur som använder skyddet av mörker till att födosöka på öppna ytor som i bergsområden kan påverkas negativt av ökade mängder ljus genom att födosöka mindre, såsom visats för *Phyllotis xanthopygus*⁵⁶ med artificiell belysning under kontrollerade förhållanden (Kramer & Birney 2001) och för snöskohare (*Lepus americanus*) som undviker alltför starkt månsken vissa tider på året på grund av högre risk för predation (Gilbert & Boutin 1991; Griffin et al. 2005).

Under långa vinternätter skulle dagaktiva fåglar såsom tättingar potentiellt få mer tid till födosök i artificiell belysning (Byrkjedal et al. 2012) samtidigt som ifall de har bo nära belysningen kan deras cirkadianska dygnsrytm påverkas.

Under sommartiden när ljus finns nästintill dygnet runt har de nordliga arterna anpassat sig för att kunna utnyttja denna tid på året till födosök och reproduktion och är då mycket aktiva. Under naturliga förhållanden kan man därför anta att organismer och djur på nordliga breddgrader i högre grad kan anpassa sig till högre ljusmängder.

Områden i nordliga miljöer med snö delar av året kan i större utsträckning utnyttja snön som en reflekterande faktor och generellt reducera belysningsstyrkan av utomhusbelysningen för att försäkra sig om att belysningen inte påverkar arter som kan vara känsliga, samtidigt som man sparar energi. Det är okänt ifall arterna i fjällmiljöer eller nordliga miljöer är känsliga för artificiellt ljus och riskerar påverkas då det är få undersökningar utförda på just dessa aspekter.

⁵⁶ En art av släktet storörade möss/familj hamsterartade gnagare

14 Riktlinjer för utomhusbelysning i skyddade eller känsliga naturmiljöer

Utomhusbelysning krävs ibland i skyddade eller känsliga naturmiljöer för att människor skall kunna vistas och transporteras i dessa områden på ett säkert och tryggt sätt. Det finns även anledning att anpassa belysningen inom områden som är skyddade där andelen ljus är på en oroväckande nivå utifrån den kunskap som finns på ekologisk påverkan i ekosystem och på arter. Detta gäller i synnerhet ifall reservat eller parker är anordnade för att bevara skyddade arter som är speciellt ljuskänsliga, nattaktiva eller där det finns risk att de kan påverkas konkurrensmässigt av arter ifall ljusnivåerna ökar. Detta gäller exempelvis alla fladdermöss, groddjur, kräldjur (varav majoriteten är nattaktiva), fåglar, samt vissa däggdjur, fisk och andra organismer. I dessa områden och situationer förutsätts för enkelhetens skull att det inte finns konflikter mellan trafiksäkerhet och ekologisk påverkan.

Nedanstående riktlinjer är huvudsakligen baserade på rapporten "*Guidelines for Outdoor Lighting for Low-Impact Lighting™*", GOL (Dick 2016) och är extra strikta för att upprätthålla och säkerställa bevarandet av miljöer i mörker och minimera risken att ljusföroreningar uppkommer. Riktlinjerna kan anses överdrivna men bygger på erfarenhet och kunskap om ekologisk och biologisk påverkan där extremt låga nivåer av artificiellt ljus bedöms kunna ge signifikant påverkan på vilda djur och organismer, deras nattsyn eller på områdets ljusföroreningar, samt principen att ifall man begränsar de våglängder där djuren är mera känsliga så kan man minska ekologisk påverkan.

Det kan vara prioriterat att för skyddade eller känsliga naturmiljöer dela in områden i olika zoner (kapitel 15) eller utvärdera skyddsstatus och vilka förutsättningar populationer av arter har genom att analysera exempelvis habitatnätverk på landskapsnivå (kapitel 16).

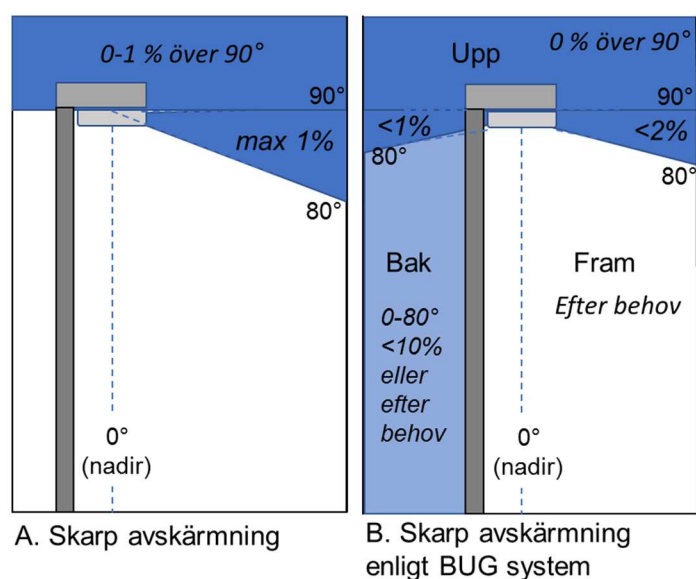
För skyddade eller känsliga naturmiljöer är det viktigt att säkerställa att nattmörker upprätthålls i de områden som skall skyddas. För att åstadkomma detta kan det behövas buffertzoner runt de skyddade naturmiljöområdena där restriktioner för användning av utomhusbelysning införs (se t.ex. Gaston et al. 2015).

14.1 Ljuskällor och armaturavskärmning

På grund av innehållet av blått ljus i de ljuskällor som erbjuder vitt ljus såsom LED, bör ljuskällor med vitt ljus undvikas helt i skyddade områden (Dick 2016). Inte heller HPS anses tillräckligt fri från blått ljus på grund av att det finns ljus < 500 nm. Amber-LED är rekommenderad att användas, dvs. belysning som har minimalt med ljus < 500 nm och svagt gult-guldfärgat ljus, förutsatt att våglängdsfördelningen är känd (för att säkerställa att det inte finns påverkan i de våglängder man vill undvika, exempelvis < 500 nm).

Ifall LED behöver användas, rekommenderas maximalt 3000 K och skarp avskärmning (SCO, *sharp cut-off*) bör tillämpas, t.ex. 0 % av det totala ljusflödet är på eller ovan horisonten (90° över nadir) och/eller att <1 % av det totala ljusflödet tillåts mellan 80–90° över nadir (se Figur 11). I planeringsfasen använder man dock oftast tröskelvärdesökning TI (*threshold increment*) eller slöjluminans för att begränsa ljusets bländning (CEN 2016; Trafikverket & SKL 2015a).

En striktare avskärmning för armaturer i speciellt känsliga områden kan utgå från BUG-system där man kan begränsa bakljuset i naturmiljöer jämfört med framljuset som då kan anpassas efter behov (Figur 11). På grund av att vitt och bredspektrum ljus har större ekologisk inverkan bör maximala tillåtna nivåer för andelen ljusflöde 80° över nadir vara betydligt lägre än för mer ljuskällor med begränsad våglängdsfördelning såsom t.ex. amber-LED (exempelvis maximalt 1/10 av ljusflöden från amber-LED inom 90° över nadir). Ifall ljuskällan är < 600 lumen kan avsteg från avskärningskrav göras ifall belysningen schemaläggs och därför är nedsläckt vissa tider på dygnet (IDA 2013).



Figur 11. Förslag på utformning av två olika typer av skarp avskärmning för att minimera ekologisk påverkan där det finns risk för konsekvenser för skyddade arter, habitat eller miljöer. A) Skarp avskärmning med 0–1 % av andelen ljus över 90° över nadir, samt maximalt 1 % över 80° över nadir. B) skarp avskärmning baserat på BUG systemet, 0 % ljus ovan 90° över nadir (uppljus), < 1–2 % andel ljus över 80° över nadir (fram- och bakljus), samt mindre än 10 % eller efter behov för bakljus mellan 0–80° över nadir och efter behov för framljus (0–80° över nadir). Ej korrekt skala och vinklar.

14.2 Schemalagd belysning

Inom känsliga områden är det extra viktigt att schemalägga utomhusbelysningen i möjligaste mån eftersom många av de arter som skall skyddas är natt- eller skymningsaktiva djur. Även dagaktiva djur kan påverkas av artificiellt ljus.

Möjligheten att schemalägga belysningen för nedsläckning eller reducerade ljusnivåer medför energibesparingar och anses generellt positivt ur energi- och klimatsynpunkt. Eftersom känsliga områden behöver utomhusbelysning av andra skäl än de som ligger bakom schemaläggning eller reduktion av belysningen i städer och bebyggda områden kan man vara mer strikt och införa "mörka tider" i skyddade eller känsliga områden. De mörka tiderna är de tider då utomhusbelysningen är nedsläckt eller reducerad. Information till allmänheten kan då ges i förväg så eventuella besökare vet vad som gäller och varför mörka tider genomförs.

I områden som har arter som är känsliga för utomhusbelysning är det viktigt att se till vilka delar av dygnet djuren är aktiva, men ifall såna utredningar inte är möjliga att genomföra kan man införa reducerad belysning eller nattsläckning som följer ett schema och startar vid solnedgång och avslutas vid soluppgång. På grund av att solnedgång och soluppgång i Sverige ändras under året är det inte möjligt att ange bestämda tidpunkter för när belysningen skall släckas ned. Även sensorstyrd belysning kan rekommenderas att användas, exempelvis vid mindre transportområden där det är viktigt med ljus för att människor ska kunna ta sig fram säkert och känna sig trygga.

Det är viktigt att vara medveten om att dimring eller nattsläckning har visat sig vara otillräckligt för att undvika en påverkan på de extra ljuskänsliga fladdermössen och de kan därför påverkas negativt (exempelvis födosökningsbeteendet kan påverkas och därmed intaget av föda) även ifall belysningen släcks relativt nära skymning/gryning (t.ex. Azam et al. 2015). Det kan dock motiveras att dimra eller nattsläcka för att minska påverkan på andra djur och andra arter av fladdermöss. I skyddade eller känsliga områden rekommenderas att utomhusbelysningen

används från då solen går ned och under den tidsperiod då det är motiverat utifrån de aktiviteter som förväntas på området i fråga.

14.3 Rekommenderad maximal belysning för olika funktioner

Ett sätt att begränsa mängden ljus i skyddade och känsliga naturmiljöer är att införa maximalt tillåtna belysningsstyrkor utifrån funktion. Exempelvis kan man rekommendera typen av armaturavskärmning, ljuskälla, höjd på belysningen/stolpen, och maximal belysningsstyrka, se Tabell 13. Dessa får anses som rekommenderade och ifall behov finns är det möjligt att göra avstamp. I många fall går det att begränsa spridningen av ljus i omgivningen genom olika typer av åtgärder (kapitel 12).

För kulturmiljöer eller historiska platser rekommenderas att använda FCO armaturavskärmning samt att använda samma belysningsnivåer och ljuskälla som används i närliggande områden. Människor som vistas i naturen bör använda ficklampor med gult eller rött ljus, dock ej med högre än 300 lumen. De som är ansvariga för de skyddade områdena eller naturmiljöerna bör informera omgivningen om att belysningsrestriktioner tillämpas och på olika sätt uppmuntra till användningen av mer miljövänlig belysning i områden som ligger nära det skyddade området.

Tabell 13. Rekommenderade maximala nivåer på armaturavskärmningstyp, ljuskälla, belysningsstyrka, höjd och nedsläckning för olika typer av områden/funktioner inom eller i anslutning till skyddade och/eller känsliga naturmiljöer.

Område/funktion	Armaturavskärmning	Ljuskälla	Maximal belysningsstyrka (lux)	Höjd (m) (maximal)	Nedsläckning
Byggnader	FCO	Amber LED	~ 2	2,5	Ja, 30 min efter stängning. Utomhusbelysning endast vid entre och trappor efter nedsläckning.
Parkeringsplatser*	FCO	Amber LED	~ 3	6	Ja (eller sensorstyrd)
Stigar (gång och cykelvägar) #	FCO	Amber LED	~ 1	1	Ja
Skyltar och signaler	Retro-reflektiva eller ljus färg	Amber LED	< 1	1–2	Ja (omfattar ej skyltar för väginformation). Sensorstyrning.
Fastigheter (privata eller andra)					
Entrébelysning	FCO	Ej vit led eller MH	< 3	1,5	Ja
Tomtbelysning	FCO	Ej vit led eller MH	< 3	6	Ja

*parkeringsplatser med <10 platser bör inte ha utomhusbelysning. # stigar används även av djur, därför bör endast stigar nära byggnader, parkeringsplatser eller funktionsområden belysas.

Sammanfattningsvis så rekommenderas mer hårda restriktioner avseende tillåtna ljuskällor, maximal belysningsstyrka och hur belysningen används utifrån olika funktioner i naturmiljöer där det är prioriterat att införa generella skyddsregler för att minimera ekologisk påverkan av ljus. Skyddade och känsliga områden bör ha nattsläckning och dimring samt sensorstyrd belysning i de fall det är praktiskt möjligt. Dock kan ljuskänsliga arter ändå påverkas.

15 Zonindelning i ljuspåverkade områden

Zonindelning bör användas för att exempelvis över ett större område klassa in marken i zoner av olika karaktär och på så vis få överblick över vilka områden som bör prioriteras i arbetet med naturmiljöer eller för att få insyn i vilka naturmiljöer som ligger så pass mörkerskyddade att de bör skyddas från framtida ljusföroreningar. Även för det framtida arbetet med en kommunal belysningsstrategi finns goda skäl att dela in kommunen i zoner. Exempel på sådan zonindelning i arbetet med en hållbar belysningsstrategi där även ekologisk påverkan inkluderas finns hos Nacka kommun som under 2017 publicerat *"Riktlinjer och förhållningssätt för offentlig belysning i Nacka"*⁵⁷.

Områdesklassning i zonindelning utifrån hur ljus himlen är har förslagits av både IDA/IESNA (IDA/IESNA 2011) och CIE (CIE 2017). Ytterligare arbete för att säkerställa skyddandet av naturmiljöer eller områden med speciellt höga mörkervärden där man vill bevara mörkret har sedan utvecklats av RASC⁵⁸. Krav har tagits fram för att kunna etablera och certifiera naturområden som *"Dark Sky"*-reservat och *"Dark Sky"*-parker (Dick 2013). Syftet med arbetet är att främja reduktioner i ljusföroreningar, visa upp bra exempel på nattlig belysningspraxis, gynna nattaktivt djurliv, skydda och expandera platser för astronomiska observationer och förse allmänheten med tillgängliga platser där det är möjligt att uppleva en naturligt nattsvart himmel. Till skillnad mot många andra delar i världen där ljusföroreningar och himlaglim stör oss från att se den naturliga natthimlen är det möjligt att se Vintergatan i parker som klassats som IDSR⁵⁹. Sverige har inte några godkända parker eller reservat men i exempelvis Danmark, Storbritannien, Tyskland, Irland och Holland finns parker och reservat med regler om skydd mot ljusföroreningar.

I denna rapport förslås att samma zonindelning som tagits fram av *"Guide on the limitation of the effects of obtrusive light from outdoor lighting installations"* (CIE 2017), se Tabell 14, används och implementeras. Som komplement till zonindelningen beskrivs även hur belysningsfrågor inom skyddade naturmiljöer kan hanteras genom riktlinjer och maximinivåer som används enligt rekommendationer för *Dark-Sky Preserves* (Dick 2016). Dessa beskrivs i kapitel 14 (riktlinjer för utomhusbelysning i skyddade eller känsliga naturmiljöer).

Zonindelningen presenteras i Tabell 14 och en matchande beskrivning enligt *"Bortle dark-sky"* skalan anges även, liksom nivåer i mcd/m² (millicandela per kvadratmeter), för att det skall bli enklare att rent praktiskt kunna hitta rätt zon exempelvis genom fältbesök. De olika zonerna beskrivs nedan med viss hänsyn till ekologisk påverkan.

⁵⁷ <https://www.nacka.se/4a3ef9/globalassets/underwebbar/teknisk-handbok/dokument/belysning/riktlinjer-och-forhallningssatt-for-offentlig-belysning-i-nacka-version-1.pdf>

⁵⁸ Royal Astronomical Society of Canada

⁵⁹ International Dark Sky Reserve

Tabell 14. Miljözoner för utomhusbelysning, ljusmiljö, exempel på ljusmiljöplats, matchande Bortle dark-sky skala samt mätnivå för ljushet på natthimlen (mcd/m^2).

Zon	Ljusmiljö	Exempel	Bortle dark-sky	Ljushet på natthimmel mcd/m^2
E0	Opåverkat naturligt mörkt	IDA sky parks, extremt mörka områden där man exempelvis kan se vintergatan	Klass 1. Utmärkt mörk himmel.	0,2
E1	Mörk	Relativt obebodda landsbygdsområden	Klass 2–3. Mörka platser och landsbygd med mycket lite belysning.	0,2–0,5
E2	Svagt eller punktvist ljus	Sparsamt bebodda områden	Klass 4–5. Landsbygd övergång och suburban miljö med lite belysning/ljus.	0,5–2,5
E3	Mellanljus	Tättbebyggda områden på landsbygd eller i städer	Klass 6–7. Ljus suburban himmel och suburban/urban övergång.	2,5–7
E4	Mycket ljus	Städer och deras centrala områden samt industriella områden	Klass 8–9. Stadshimmel och stadscentrum. Mycket ljust.	> 7

Zon E0 – opåverkat naturligt mörker, här påverkas inte synbarheten av himlen på grund av omgivningens belysning, se Figur 12. Här skulle den naturliga miljön och ekologiska påverkan bli allvarlig med ny belysning. Mänsklig användning är anpassad till totalt mörker och kan exempelvis omfatta rekreation och turism. Zon E0 är exempelvis vissa nationalparker i Norra Sverige där synbarheten av natthimlen inte påverkas av himlaglim eller andra ljuskällor i omgivningen. Himlens ljushet är så låg som $0,2 \text{ mcd}/\text{m}^2$ under gynnsamma förhållanden.



Figur 12. Exempel på naturområde i British Columbia, Kanada, där vintergatan är fullt synlig på natthimlen. Bild från pixabay, CC0 Creative Commons.

Zon E1 – mörk natthimmel. Denna zon omfattar relativt obebodda områden och mycket mörka platser där det sporadiskt kan förekomma belysning utspritt i landskapet eller samlat kring mindre bebyggelse och enstaka hus. Zonen omfattar områden där belysningen kan påverka flora och faunan. Människans användning är anpassad till låga ljusnivåer, gatubelysning är inte vanligt

förekommande men belysningen används för säkerhet och tillgänglighet men den är inte placerad sammanhängande eller enhetligt. Här bör belysningen anpassas till aktivitetsnivå och släckas ned när den inte krävs. Exempelvis mindre orter som ligger på landsbygden. Det är möjligt att ha styrssystem för vägbelysningen eller släcka ned vissa typer av belysningen efter vissa tider på dygnet.

Zon E2 – svagt eller punktvist ljus. Zonen omfattar områden med sporadiskt eller mycket svagt omgivningsljus, exempelvis industri- eller bostadsområden på landsbygden, eller områden i övergången mellan landsbygd med sporadisk bebyggelse till förortskaraktär. Här är människor vana att använda måttligt med utomhusbelysning exempelvis på bostadsgator, för trygghet, säkerhet och tillgänglighet men även för rekreationssyfte. I dessa områden kan finnas naturmiljöer insprängda mellan bebyggelsen och dessa är då utsatta för ljusföroreningar. Även här kan man implementera styrssystem och släcka ned belysningen vissa tider.

Zon E3 – mellanljus. Denna zon omfattar områden som ligger i tätbebyggda områden på landsbygden eller i städer med ljus suburban himmel eller ljus himmel i övergången mellan suburban/urban miljö. Här är måttligt höga nivåer av belysning och den är oftast sammanhängande och kan även vara kontinuerlig. I dessa områden kan finnas naturmiljöer insprängda mellan bebyggelsen och dessa är då mycket utsatta för ljusföroreningar. Även inom denna zon kan belysningen släckas ned eller dimras ned, detta gäller speciellt på natten då mänskliga aktiviteter är lägre.

Zon E4 – mycket ljus. Zonen innefattar städer och stadskärnor samt industriella områden med mycket belysning. Stadshimmeln är mycket ljus och användarna är vana vid hög synbarhet. Mänskliga aktiviteter är centrala i utformningen av belysningen och mycket få naturmiljöer är förekommer i dessa områden. Stadsbelysningen orsakar mycket himlaglim och ljusföroreningarna kan oftast reduceras genom en rad olika åtgärder. Belysningen kan reduceras vissa tider på dygnet och fortsatt upplevas trygg och säker.

Maximala värden inom miljözoner

För installation av belysning i områden som klassats enligt zonindelningen bör rekommenderade värden för maximala nivåer för andelen uppåtriktat ljus (ULR), vertikal belysningsstyrka på fastigheter under normala och reducerade ljusförhållanden, fasadluminans, samt skyltluminans implementeras för att förhindra ljusföroreningar och störande ljus (CIE 2017), se Tabell 15. I rapporten finns även rekommenderade maximala värden för ljusstyrka utifrån area och rekommenderade nivåer för uppåtriktat ljusflödeskvot uppdelat för väg-, trygghets- och idrottsbelysning.

Tabell 15. Maximala värden för att begränsa ljusföroreningar och störande ljus i olika miljözoner enligt (CIE 2017). Maximala värden för skyltluminans omfattar ej vägskyltar som kontrollerar trafiken. *ifall det gäller vägbelysning kan denna vara upp till 1 lux.

Zon	Uppåtriktat ljus ULR (%), maximala värden	Belysningsstyrka på fastigheter (E _v), maximala värden		Fasad luminans L _b , cd/m ²	Skyltluminans, L _s , cd/m ²
		Normal belysning belysning	Reducerad		
E0	0	n/a	n/a	< 0,1	< 0,1
E1	0	2 lux	< 0,1* lux	< 0,1	50
E2	2,5	5 lux	1 lux	5	400
E3	5	10 lux	2 lux	10	800
E4	15	25 lux	5 lux	25	1000

16 Ljus i landskapet

För att arbeta med belysning och ekologisk påverkan på större skala krävs exempelvis god insyn i vilka arter som finns i området, vilka habitat och naturvärden som är skyddsvärda, samt vilka aspekter i belysningen som är viktiga att beakta.

Några exempel på viktiga frågor att beakta på landskapsnivå är:

Hur stor del av landskapet är sammanhängande areal av belysta/mörka (ej belysta) miljöer. I detta sammanhang måste man även ta hänsyn till himlaglim och vilken nivå den är på och förväntas öka i tiden. Skyddade naturmiljöer som utsätts för artificiell belysning (lokalt eller via himlaglim) behöver kartläggas och andelen ljushet kvantifieras genom exempelvis mätningar på plats.

Ljusinflation. Både nybyggda områden och befintliga områden ökar sin andel belysning med tiden. Därför är det troligt att det material som tas fram på landskapsnivå kommer att åldras relativt snabbt (ifall inte lokala bestämmelser införs för att begränsa ljusföroreningar).

”Döda ekologiska zoner”. Detta avser områden som inte kan användas av vissa arter på grund av att de är överbelysta eller på grund av att de är isolerade geografiskt (av barriärer av ljus). Det kan också vara så att arter repelleras från områden med viss belysning.

Dammsugningseffekten. Vissa ljuskänsliga arter såsom nattfjärilar och fåglar kan attraheras till små mängder ljus på väldigt långa avstånd och kommer då att försvinna från dessa områden och koncentreras till de ljusintensiva områdena.

Barriäreffekter. När ny belysning installeras för att åstadkomma sammanhängande stråk eller transportkorridorer för människor kommer barriärer att skapas för arter som kräver mörker för att söka föda (t.ex. fladdermöss).

Migrationsavstånd och habitatnätverk. Ljuslandskapets viktigaste kvaliteter för skyddade arter är bland annat huruvida populationer och individer i olika miljöer kan överleva och sprida sig mellan olika habitat i landskapet. Habitatnätverk för känsliga arter går att ta fram med hjälp av GIS, se exempelvis se Bilaga 2 som visar habitatnätverk utifrån landskapskaraktärer. Dessa går att utveckla till att även inkludera nattmiljöer och belysning, se exempelvis Bennie et al 2014a; Marcantonio et al. 2015) samt exempelvis Cinzano & Falchi (2014) för mer information om hur ljusföroreningar kan kvantifieras.

Behov av **nattmörker-områden.** Det finns många fördelar med mörker och nattmörka områden eftersom natten är en tid för vila och återhämtning i dagaktivas dygnsrytm samtidigt som ekologin hos både dagaktiva och nattaktiva djur kan påverkas av artificiellt ljus. Skyddade eller känsliga naturmiljöer kan behöva extra skydd i form av buffertzoner med restriktioner för utomhusbelysningen ifall risk för påverkan av nattmörkret finns eller krav på att reducera ljusföroreningarna på landskapsnivå (Gaston et al. 2015).

Vattenytor och blanka ytor reflekterar mycket ljus och kan ha högre luminans och ekologisk påverkan än andra typer av ytor. Påverkan av artificiellt ljus kan i sådana miljöer vara högre eftersom det ofta sker temporära störningar av ljus, exempelvis med fordon och deras belysning.

Det räcker kanske inte heller med att enbart utgå från de ljusförhållandena som råder i landskapet utan man behöver även utgå från vilken påverkan ljusnivåer i landskapet kan ha på olika djur. I en studie där man via satellit bilder uppmätt det artificiella ljuset och sen modellerat hur det ses av sjöfågel ungar på en av öarna i Hawaii konstateras att det finns få eller inga delar av ön där fågelungarna skulle kunna flyga utan att se ljuset under sina nattliga flygningar (Troy et al. 2011). Utifrån arters påverkan och behov av mörka områden kan analyser och modeller som görs på landskapsnivå vara mycket effektiva i det framtida arbetet med exempelvis skyddsvärda arter eller habitat.

Sammanfattningsvis så behöver verktygen för att kartlägga ljuseffekter i landskapet utvecklas för att kunna kvantifiera och undvika oönskad ekologisk påverkan på exempelvis skyddade arter, habitat och områden. Det är rimligt att även förhållanden under dygnets mörka timmar ingår i habitatnätverksmodeller eller kartläggningar, speciellt när det gäller skyddade arter som man bekräftat är nattaktiva och/eller ljuskänsliga.

17 Slutsatser

Utomhusbelysningen riskerar idag att orsaka en betydande miljöpåverkan på djur och habitat som borde vara juridiskt skyddade enligt miljölagstiftningen. Exempelvis belyses ofta vattenmiljöer och himlen utan att de ekologiska konsekvenserna av ökad dödlighet och effekterna av disorientering av skyddade arter har beaktats. Detta sker trots att det finns mycket kunskap om dessa effekter sedan lång tid tillbaka. Exempelvis har effekterna av ljus från fyror på fåglars mortalitet varit kända sedan början av 1900-talet. Det finns idag inga befintliga kartläggningar om hur stor påverkan som finns på skyddade arter och habitat eller geografiska områden för Sverige eller Norden. Ju större områden som belyses desto större påverkan erhålls eftersom arealen av den ljusexponerade ytan ökar och det finns extremt ljuskänsliga arter som påverkas av mycket små mängder ljus. I dagsläget går det inte att utesluta ekologiska effekter och påverkan av himlaglim på ljuskänsliga arter.

LED som ljuskälla har både för- och nackdelar. Fördelarna med LED är att det är en mycket energieffektiv ljuskälla men också att man kan styra belysningsstyrkan under tider på dygnet och året för optimerad funktion samt att det går att ta fram LED-lampor med specifika våglängder. LED är en överlägsen ljuskälla jämfört med traditionella ljuskällor såsom kvicksilverlampor, LPS, HPS, etc. När man jämför LED med andra ljuskällor visar många undersökningar att LED har lägre ekologisk påverkan än mer traditionella ljuskällor, vilket bevisar att det finns större potential att reducera ekologiska påverkan av LED. Den lägre ekologiska påverkan av LED jämfört med andra ljuskällor beror ofta på att lägre effekt krävs för att lysa upp samma område (eftersom den är energieffektivare) och för att ljuset kan riktas mot de områden man vill belysa, vilket leder till jämnare ljusfördelning och lägre belysningsstyrka och luminans i omgivning.

Nackdelar med LED-belysning är att utomhusbelysningen generellt successivt ökar i antal och areal vilket leder till ökade andel ljusföroreningar. LED kan också bestå av ljus som uppfattas som vitt vilket orsakar mer påverkan än ljuskällor med snävare våglängdsfördelning, beroende på att fler arter och organismer kan uppfatta och påverkas av ljus som har bredare våglängdsfördelning. En annan nackdel är att den LED som oftast används skapar ljus genom användning av ett fosforskikt som leder till en topp i blått ljus (<500nm). Blått ljus i dessa våglängder kan orsaka rubbningar i dygnsrytmen hos djur och människor genom påverkan på melatoninproduktionen.

17.1 Översikt och prioritering av generella rekommendationer

För att rekommendera åtgärder att minska LED-belysningens effekter på ekologisk påverkan tar denna rapport upp åtgärder inom många flera områden, exempelvis att man kan begränsa områden där belysningen används (antal belysningspunkter, men även den rumsliga utbredningen), men även att det går att begränsa belysningens påverkan genom att reducera antalet timmar man belyser samt genom att justera våglängderna hos ljuskällorna. Speciell hänsyn bör tas till skyddade arter.

Slutsatserna tar avstamp i att om man trots allt vill belysa ett område eller ifall man vill revidera och uppdatera en uttjänad belysningsanläggning kan man använda rekommendationerna för att reducera ekologisk miljöpåverkan.

Utifrån de experiment som genomförts kan man dra vissa slutsatser som går igenom nedan. Det finns även en kortare checklista framtagen för hur man kan jobba mer konkret med de ekologiska aspekterna i ljusdesignplaneringen (se även Bilaga 3).

Störst potential för att reducera ekologiska påverkan både direkt och indirekt genom himlaglim och via påverkan av vitt ljus på seendet samt icke-visuellt ljus (blått ljus) är att reducera spilljus och ljusföroreningar från belysningen genom att:

- A. Generellt eliminera alla typer av uppljus (som är på under dygnets mörka timmar). Effekt- och gestaltningsbelysning bör alltid ske uppifrån och ner, inte nerifrån och upp.
- B. Reducera bakljus så långt det är möjligt genom att välja armaturer som har en mer snäv och fokuserad ljusspridning (eller använda armaturavskärmning, se nedan).
- C. Använda skarpare armaturavskärmningsklasser såsom SCO (*sharp cut-off*) som exempelvis ställer krav om mindre än 1 % av totala ljusflödet från en ljuskälla tillåts mellan 80–90° över nadir samt att alltid ställa krav på 0 % av det totala ljusflödet är på eller ovan horisonten (90° över nadir).
- D. Begränsa mängden framljus eftersom det uppstår luminans (som medför ljus i atmosfären/himlaglim).
- E. Säkerställa låg luminans på de ytor som belyses samt ytor i omgivningen.
- F. Säkerställa att inte polarisering uppstår.
- G. Minska ljusets utbredning av högre belysningsstyrkor i omgivningen genom att t.ex. inte använda växelvis stolpplacering vid vägbelysning.

Man kan också överväga skarpare begränsningar i mängden ljus i andra vinklar över nadir för både bakljus och framljus ifall de ovanstående rekommendationerna inte är tillräckliga för att reducera ljusföroreningar i omgivningen. Åtgärderna ovan innebär att många typer av estetisk utomhusbelysning måste kontrolleras och eventuellt justeras eftersom de kan orsaka ljusföroreningar som kan påverka skyddade arter negativt och som leder till himlaglim. Detta gäller exempelvis fasadbelysning, ljus på fasaden av kyrkor, strålkastare, belysning riktat mot eller nästan mot himlen, starka reklamskyltar, belysning på broar och vid vatten. Principen bör vara att under inga omständigheter tillåta uppljus som är på dygnet runt, samt att reducera bakljus, framljus och luminans som bidrar till himlaglim. Av speciellt hög relevans är också att undvika ljusföroreningar i vattenmiljöer, exempelvis lampor som på året runt och dygnet runt och då orsakar ljus över vattenytan.

Det finns flera skäl att starkt begränsa spilljus och ljusföroreningar, i första hand för att åstadkomma begränsningar i ljusets spridning i alla vinklar som kan ha negativa konsekvenser då detta är en effektiv åtgärd eftersom ljuset snabbt avtar med avståndet från ljuskällan (ljusets styrka är omvänt proportionell till kvadraten av avståndet från ljuskällan).

Hos arter som har både fotopiskt och skotopiskt seende (de flesta arterna) kommer ekologiska påverkan att begränsas genom att minimera risken att aktivera fotopiska seendet under de tider på dygnet då det är mörkt. Ifall dagsljusseendet inte aktiveras sker seendet baserat på synpigmentet rodopsin (med topp i 500 nm) och då är effekterna på olika arter av djur trots allt relativt likartad. Detta beror på att majoriteten av alla djur använder samma synpigment för det skotopiska seende.

För de arter som är nattaktiva kommer påverkan också att begränsas av ovanstående åtgärder eftersom arealen som belyses reduceras.

17.2 Extra känsliga arter och habitat

Det är oklart ifall åtgärderna som föreslås ovan räcker för att begränsa påverkan hos arter som har extremt hög ljuskänslighet eller/och fototaxis då dessa är så extremt känsliga att även månljus påverkar dom, liksom himlaglim. För dessa arter är det troligt att mer anpassade åtgärder krävs i kombination med att arbeta med frågorna ur ett landskaps- och bevarandeperspektiv. Exempelvis bör man inkludera förekomst av artificiellt ljus och dess påverkan som en viktig del i åtgärdsplaner och bevarandeplaner för arter, habitat och skyddade naturmiljöer. Detta gäller exempelvis vissa arter som ännu inte visat sig ha en nedre tröskel för att inte reagera på ljus såsom exempelvis en del arter av fladdermöss, insekter, fiskar, plankton och groddjur. Det finns möjligheter att påverkan på dessa arter i termer av negativ/positiv fototaxis kan initieras av exempelvis antalet fotoner de exponeras för. Det är nästintill omöjligt att undvika sådana låga ljusnivåer utan att eliminera majoriteten av alla typer av ljuskällor som kan påverka direkt eller indirekt inom en radie av några kilometer till 10-tals kilometer. Detta inbegriper då till stor del privat och offentlig belysning liksom himlaglim från städer och över stora geografiska områden. Under sådana förutsättningar är det mer rimligt att ansvaret bör ligga hos de som förvaltar artskyddet i de specifika fallen (t.ex. kommuner och länsstyrelser som beslutar och förvaltar naturreservat) så att de säkerställer bibehållandet av mörkerområden där dessa arter kan fortleva, såsom exempelvis vattenmiljöer eftersom dessa har många ljuskänsliga arter. Det är i beslutsprocessen och i förvaltningen av exempelvis naturreservat som önskvärda begränsningar i ljusföroreningarna kan beskrivas.

Om man skulle kunna analysera miljöeffekter av artificiellt ljus på extra ljuskänsliga arter kommer slutsatserna med hög sannolikhet bli att miljöeffekten av det enskilda belysningsprojektet är irrelevant. Detta beror på att ljusets styrka avtar mycket snabbt med avståndet till ljuskällan. Miljölagstiftningen fungerar förmodligen bättre när det gäller arter som har konkreta tröskelvärden och där man vet att ett överskridande ger en direkt negativt konsekvens för överlevnaden, såsom påvisats hos sköldpaddor.

För skyddade arter i Sverige är det säkerställt från forskningen att ljuset ofta har eller kan ha en ekologisk påverkan men det är inte alltid känt var gränsen går för påverkan sett till konkreta ljusnivåer, våglängder eller överlevnad. Därför är det högt motiverat att under alla förutsättningar begränsa ljusets spridning (och luminans) i alla vinklar i de miljöer där dessa arter förekommer.

För arter som förflyttar sig såsom däggdjur, fåglar, groddjur, fiskar, plankton, osv. innebär detta att belysning inom deras hemområden och migrationsrutter bör begränsas eller undvikas. Det är dock inte alltid möjligt att veta var skyddade arter har sina hemområden och migrationsrutter utan underlag i form av utredningar och fältinventeringar. Därför kommer det i allmänhet inte att vara möjligt att veta vilka arter som riskerar påverkas av utomhusbelysning och detta motiverar att de åtgärder och begränsningarna som föreslås i denna rapport bör implementeras i någon form på en övergripande nationell nivå.

Belysning i olika typer av skyddade miljöer såsom Natura 2000-områden och naturreservat bör regleras enligt de olika typer av åtgärder som föreslås i denna rapport (kapitel 14) och som har tagits fram internationellt av IDA för att säkerställa en minimal ljuspåverkan. Det kan även finnas behov av att ta fram mer anpassade maximivärden utifrån lokala eller regionala förhållanden, exempelvis i arbetet med ljus på en landskapsnivå.

17.3 Våglängder hos ljuskällan

Avseende anpassningar i våglängdsfördelningen av ljuskällor som gärna föreslås som en åtgärd för att minska effekterna på djur och natur, så finns stora risker för målkonflikter mellan olika arter av djur eller mellan djur och människor. Detta beror på att många arter utvecklat olika typer av färgseende och därför har känslighet i olika våglängder. Även om man skulle använda

monokromatiska ljuskällor finns risk för påverkan på skyddade arter såsom exempelvis groddjur, fladdermöss och fåglar eftersom de har seende i varierande våglängder och för att de också påverkas genom den magnetiska kompassen. Vissa djur har även fotoreceptorer på kroppen (ej kopplat till ögonen) varför det är svårt att generalisera vilka effekter artificiellt ljus har enbart utifrån seendet i ögonen. En del arter påverkas inte direkt av ljuset utan indirekt via andra organismer såsom noterats för attraktion av insekter som leder till attraktion av vissa arter av fladdermöss. Det är därför viktigt att alltid försöka begränsa belysningsstyrkan av ljuset som sprids för att minimera risken att aktivera det fotopiska seendet eller andra fotoreceptorer.

Påverkan av artificiell belysning på arter som har fototaxis kan ibland reduceras genom att anpassa våglängdsfördelningen så att man hamnar utanför synpigmentens känslighet. Detta skulle kunna vara en bra lösning för att minimera fototaxis hos exempelvis insekter eftersom en våglängdsjustering i ljuskällan har visat sig signifikant reducera attraktionen jämfört med kommersiell LED (Longcore et al. 2015). Vissa insekter har onormalt hög ljuskänslighet och de kan därför ha hög mortalitet ifall de exponeras mot ljuskällor.

Att enbart fokusera på begränsningar i våglängdsfördelning för att eliminera ekologisk påverkan innebär en påtaglig risk att utföra åtgärder som kanske inte kommer att ha en förväntad effekt eftersom det inte är möjligt att generellt veta vilka våglängder arter och individer påverkas av. Exempelvis finns variation mellan arter och individer i förmågan att se infrarött ljus (Meek et al. 2014). Det kan också vara svårt att veta hur andra arter kan påverkas när man ändrar ljusets våglängder.

Mängden blått ljus i utomhusbelysningen bör förmodligen reduceras. Det är mycket väl känt att många arter har seende i blått ljus och att de även har fotoreceptorer som reagerar på blått ljus. I dagsläget finns inga tröskelvärden för var gränsen för påverkan finns i termer av fotometriska eller radiometriska kvantiteter av ljus under utomhusförhållanden. Det är troligtvis så att effekterna och påverkan av blått ljus är mycket komplexa processer och beroende av exempelvis exponeringstid, styrka, organismens/artens morfologi och fysiologi samt förändringar med årstiderna eller över tid. Det är tveksamt till att forskningen inom en rimlig framtid kommer att kunna ta fram evidensbaserad kunskap på effektsamband mellan fotometriska/radiometriska värden av blått ljus och vilken direkt påverkan det blå ljuset har på arters, habitats och ekosystemens överlevnad. Här bör man istället tillämpa försiktighetsprincipen och välja ljuskällor som har så lite blått ljus som möjligt i våglängdsfördelningen. Detta beror också på att blått ljus har en (icke-visuell) effekt på cirkadianska rytmen för människor så man vill helst undvika omedveten exponering till blått ljus i utomhusmiljöer, oavsett vilken evidens som (inte) finns för hur liten eller stor en eventuell påverkan är. Ibland rekommenderas därför att använda så "varmt" ljus som möjligt (mer gult, mindre blått) och undvika ljuskällor som har höga färgtemperaturer såsom 4000–6000 K. Tillverkarna av ljuskällor bör redovisa ljuskällornas våglängdsfördelning så att marknaden/köpare kan välja ljuskällor där de kvantitativa mängderna av blått ljus är konkretiserade och kända, exempelvis som *melatonin suppression index*, MSI (Aubé et al. 2013).

17.4 Nedsläckning och schemalagd reduktion

Tiden som belysningen används bör begränsas genom nattsläckning eller nattreduktion ifall så är möjligt utan konsekvenser för trafiksäkerheten, men detta kan anpassas under året beroende på var i Sverige det är eftersom inte alla ljuskänsliga djur är aktiva hela året. Principiellt garanterar inte sensorstyrd reduktion eller nattsläckning att man undviker ekologisk påverkan, men risken för att påverka ett högt antal arter minimeras. Detta gäller även i städer eftersom belysningen kan attrahera fåglar på mycket långa avstånd. Eftersom attraktionen upphör inom kort tid efter belysningen släcks finns goda möjligheter att undvika påverkan på fåglar genom nattsläckning.

Risken för påkörning av fotgängare ökar när belysningen reduceras, speciellt i blandtrafik och i stadsmiljö, varför man måste anpassa nedsläckningar efter de behov som finns hos trafikantgrupperna. Ibland belyses vägar och gc-vägar samordnat och detta bör beaktas ifall belysningen skall reduceras. Man bör tillämpa försiktighet med att tillämpa nattreduktion i zoner där det finns ökad risk för kollisioner med fotgängare och cyklister, vid skolor och känsliga zoner, speciellt under de tider på året när pendling sker under dygnets mörka timmar. Dessa tider på året är ändå ofta utanför säsongen för många känsliga arter, såsom groddjur och insekter, speciellt i de norra delarna av Sverige.

17.5 Vetenskapliga upplägg för att studera ekologiska effekter av artificiellt ljus

En stor svårighet i att ta fram rekommendationer för att reducera ekologisk påverkan av LED belysning och övrig utomhusbelysning är brister i den vetenskapliga metodiken i många studier och experiment som genomförts. Biologiska studier av belysning utförs sällan på en sätt som är kontrollerat och upprepbart. Exempelvis redovisar man inte alltid vilka ljuskällor eller ljusstyrkor som använts och en del studier använder ljuskällor som har olika våglängdsfördelning där armaturerna har olika effekt, avstånd och ljusfördelning. Studier som undersökt organismers responser till olika belysningsstyrkor där man har full kontroll över våglängdsfördelningen är mycket ovanliga, även gällande studier på blått ljus. Detta faktum, ihop med dåliga beskrivningar av experimenten som utförts och de omvärldsfaktorer som funnits under experimentens utförande, gör att många av de experiment som utförts inte går att upprepa för att säkerställa att experimenten skulle få samma utfall.

Trots att stora mängder av forskning genomförts under flera decennier på ekologisk påverkan av olika typer av ljuskällor är det fortfarande nästan helt okänt för majoriteten av ljuskänsliga arter vilka tröskelvärden som finns för ljuspåverkan i konkreta termer av fotometriska enheter såsom belysningsstyrka/luminans eller i radiometriska enheter såsom W/m^2 eller fotonflöde ($\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$). De flesta levande arters reaktion/respons på en belysningsstyrka om exempelvis $< 20\ lux$ (eller motsvarande radiometrisk enhet) har aldrig blivit undersökt (Dick 2012), vare sig under kontrollerade förhållanden eller i fält.

Man kan därför konstatera att det behövs vetenskapliga studier som klarar av att genomföra upprepbara experiment där man redovisar alla relevanta fotometriska och radiometriska enheter i de fysiska dimensioner ljuset existerar i och där påverkan på arter sker. Dessa bör i första hand undersöka ljuskvantiteter och ljuskällor av relevans för utomhusförhållande och ekologisk påverkan med målet att samhället ska få mer kunskap om hur vi ska utforma utomhusbelysningen för att reducera ekologisk påverkan på de allra mest prioriterade eller representativa arterna. Det är också lämpligt att de vetenskapliga studierna som utförs innehåller en vetenskapligt grundad förklaring till varför arter reagerar på ljus såsom de gör (utifrån fysiologiska, morfologiska och ekologiska förutsättningar), framförallt för att undvika att sprida felaktiga slutsatser avseende exempelvis orsakssamband.

17.6 Kort sammanfattning av slutsatserna

Sammanfattat så bör ljusföroreningar utomhus beaktas i betydligt högre grad i arbetet med ljusplanering men även i arbetet med naturmiljöfrågor och på landskapsnivå för att säkerställa att inte skyddade arter påverkas och så att bevarandeåtgärder som genomförs får den effekt man förväntat sig. Exempelvis borde förekomsten av ljuskällor i landskapet inkluderas i arbetet med artbevarande eftersom det finns höga risker att arter kan påverkas direkt eller indirekt av artificiellt ljus. Planeringen av infrastruktur med tillhörande utomhusbelysning måste därför integreras bättre i arbetet med miljöfrågor i kommuner och på regional och nationell nivå.

18 Referenser

- Aubé, M., Roby, J. & Kocifaj, M. (2013). Evaluating Potential Spectral Impacts of Various Artificial Lights on Melatonin Suppression, Photosynthesis, and Star Visibility. *PLoS ONE* 8(7): e67798.
- Azam, C., Kerbirou, C., Vernet, A., Julien, J. F., Bas, Y., Plichard, L., Maratrat, J. & Le Viol, I. (2015). Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats? *Global Change Biology* 21: 4333–4341.
- Baker, B. J. & Richardson, J. M. L. (2006). The effect of artificial light on male breeding-season behaviour in frogs, *Rana clamitans melanota*. *Canadian Journal of Zoology* 84: 1528–1532.
- Barber-Meyer, M. S. (2007). Photopollution impacts on the nocturnal behaviour of the Sugar Glider (*Petaurus breviceps*). *Pacific Conservation Biology* 13(3): 171–176.
- Barroso, A., Hafig, I., Janei, V., Da Silva, I., Dietrich, C. & Costa-Leonardo, A. M. (2017). Effects of flickering light on the attraction of nocturnal insects. *Lighting Research and Technology* 49(1): 100–110.
- Beier, P. (2006). Effects of Artificial Night Lighting on Terrestrial Mammals. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 19–42.
- Bennie, J. J., Duffy, J. P., Inger, R. & Gaston, K. J. (2014b). Biogeography of time partitioning in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111(38): 13727–13732.
- Bennie, J., Davies, T. W., Cruse, D. & Gaston, K. J. (2016). Ecological effects of artificial light at night on wild plants. *Journal of Ecology*, 104(3): 611–620.
- Bennie, J., Davies, T. W., Cruse, D., Inger, R. & Gaston, K. J. (2015a). Cascading effects of artificial light at night: Resource-mediated control of herbivores in a grassland ecosystem. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370: 20140131.
- Bennie, J., Davies, T. W., Duffy, J. P., Inger, R. & Gaston, K. J. (2015b). Contrasting trends in light pollution across Europe based on satellite observed night time lights. *Scientific Reports* 4, 3789.
- Bennie, J., Davies, T. W., Inger, R. & Gaston, K. J. (2014a). Mapping artificial lightscapes for ecological studies. *Methods in Ecology and Evolution* 5(6): 534–540.
- Bennie, J., Duffy, J. P., Davies, T. W., Correa-Cano, M. E. & Gaston, K. J. (2015c). Global trends in exposure to light pollution in natural terrestrial ecosystems. *Remote Sensing* 7(3): 2715–2730.
- Bertolotti, L. & Salmon, M. (2005). Do embedded roadway lights protect sea turtles? *Environmental Management* 36(5): 702–710.
- Bierman, A. (2012). Will switching to LED outdoor lighting increase sky glow? *Lighting Research and Technology* 44(4): 449–458.
- Bishop, A. L., Worrall, R., Spohr, L. J., McKenzie, H. J. & Barchia, I. M. (2004). Response of *Culicoides* spp. (Diptera: *Ceratopogonidae*) to light-emitting diodes. *Australian Journal of Entomology* 43(2): 184–188.
- Björklund, M., Koffman, A. & Tuvendal, M. (2018). Naturmiljöutredning – grön infrastruktur och ekosystemtjänster för programområde Kristineberg i Vallentuna kommun. Calluna AB.
- Blackwell, B. F., Devault, T. L. & Seamans, T. W. (2015). Understanding and Mitigating the Negative Effects of Road Lighting on Ecosystems. Kapitel 18 i van der Ree, R., Smith, D.J., & Grilo, C. (red.) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, UK, 143–150.
- Boda, P., Horváth, G., Kriska, G., Blahó, M. & Csabai, Z. (2014). Phototaxis and polarotaxis hand in hand: Night dispersal flight of aquatic insects distracted synergistically by light intensity and reflection polarization. *Naturwissenschaften* 101(5): 385–395.
- Boeuf, G. & Le Bail, P.-Y. (1999). Does light have an influence on fish growth? *Aquaculture* 177: 129–152.
- Boldogh, S., Dobrosi, D. & Samu, P. (2007). The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences. *Acta Chiropterologica* 9(2): 527–534.

- Bolton, D., Mayer-Pinto, M., Clark, G. F., Dafforn, K. A., Brassil, W. A., Becker, A. & Johnston, E. L. (2017). Coastal urban lighting has ecological consequences for multiple trophic levels under the sea. *Science of the Total Environment* 576: 1–9.
- Borille, R., Garcia, R., Royer, A., Santana, M., Colet, S., Naas, I., Caldara, F., Almeida Paz, I., Rosa, E. & Castilho, V. (2013). The use of light-emitting diodes (LED) in commercial layer production. *Revista Brasileira de Ciência Avícola* 15: 135–140.
- Bowmaker, J. K. (1998). Evolution of colour vision in vertebrates. *Eye* 12: 541–547.
- Boyce, P. R. (2003). Human factors in lighting. Andra upplagan. CRC Press, London, UK.
- Boyce, P. R. (2009). Lighting for driving: roads, vehicles, signs and signals. CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC, Boca Raton, USA.
- Boyce, P. R., Fotios, S. & Richards, M. (2009). Road lighting and energy saving. *Lighting Research and Technology* 41(3): 245–260.
- Briggs, W. R. (2006). Physiology of Plant Responses to Artificial Lighting. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 389–411.
- Briscoe, A. D. & Chittka, L. (2001). The evolution of color vision in insects. *Annual Review of Entomology* 46: 471–510.
- Bruce-White, C. & Shardlow, M. (2011). A Review of the Impact of Artificial Light on Invertebrates. Buglife, The Invertebrate Conservation Trust. Tillgänglig: <https://www.buglife.org.uk/sites/default/files/A%20Review%20of%20the%20Impact%20of%20Artificial%20Light%20on%20Invertebrates%20docx_0.pdf> [2018-09-17].
- Brüning, A., Hölker, F. & Wolter, C. (2011). Artificial light at night: implications for early life stages development in four temperate freshwater fish species. *Aquatic Sciences* 73(1): 143–152.
- Brüning, A., Hölker, F., Franke, S., Kleiner, W. & Kloas, W. (2016). Impact of different colours of artificial light at night on melatonin rhythm and gene expression of gonadotropins in European perch. *Science of the Total Environment* 543: 214–222.
- Brüning, A., Hölker, F., Franke, S., Kleiner, W. & Kloas, W. (2017). Influence of light intensity and spectral composition of artificial light at night on melatonin rhythm and mRNA expression of gonadotropins in roach *Rutilus rutilus*. *Fish Physiology and Biochemistry* 44(1): 1–12.
- Brüning, A., Hölker, F., Franke, S., Preuer, T. & Kloas, W. (2015). Spotlight on fish: Light pollution affects circadian rhythms of European perch but does not cause stress. *Science of the Total Environment* 511: 516–522.
- Buchanan, B. W. (1993). Effects of enhanced lighting on the behaviour of nocturnal frogs. *Animal Behaviour* 45(5): 893–899.
- Buchanan, B. W. (2006). Observed and potential effect of artificial night lighting on anuran amphibians. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 192–220.
- Bullock, T. H. & Cowles, R. B. (1952). Physiology of an Infrared Receptor: The Facial Pit of Pit Vipers. *Science* 115(2994): 541–543.
- Bullough, J. D. (2012). Lighting in the roadway environment: aims, advances and alternatives. Special Issue "Environmental impact of light pollution and its abatement" Special Report of the Journal of the Royal Astronomical Society of Canada, The Royal Astronomical Society of Canada. December 2012: 15–17.
- Bullough, J. D. (2015). High-beam intensity, visual performance and safety-related impacts. Lighting Research Center (LRC), Rensselaer Polytechnic Institute.
- Byrkjedal, I., Lislevand, T. & Vogler, S. (2012). Do passerine birds utilise artificial light to prolong their diurnal activity during winter at northern latitudes? *Ornis Norvegica* 35: 37–42.
- Båtnes, A. S., Miljeteig, C., Berge, J., Greenacre, M. & Johnsen, G. (2015). Quantifying the light sensitivity of *Calanus* spp. during the polar night: potential for orchestrated migrations conducted by ambient light from the sun, moon, or aurora borealis? *Polar Biology* 38(1): 51–65.

- Cameron, N. E. (1982). The photopic spectral sensitivity of a dichromatic teleost fish (*Perca fluviatilis*). *Vision Research* 22(11): 1341–1348.
- Canário, F., Leitão, A. H. & Tomé, R. (2012). Predation attempts by short-eared and long-eared owls on migrating songbirds attracted to artificial lights. *Journal of Raptor Research* 46(2): 232–234.
- CEN (2016). EN 13201–2. Road lighting – Part 2. Performance requirements. CEN, European Committee for Standardization. (SS-EN 13201–2:2016; Vägbelysning – Del 2: Krav på prestanda).
- Choi, J. Y., Kim, T. H., Choi, Y. J., Kim, N. N., Oh, S. Y. & Choi, C. Y. (2016). Effects of various LED light spectra on antioxidant and immune response in juvenile rock bream, *Oplegnathus fasciatus* exposed to bisphenol A. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 45: 140–149.
- CIE (1932). Commission Internationale de l'Eclairage Proceedings, 1931. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- CIE (2017). Technical Report: Guide on the limitation of the effects of obtrusive light from outdoor lighting installations. CIE, International Commission on Illumination 2017:150.
- Cinzano, P. & Falchi, F. (2014). Quantifying light pollution. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer* 139: 13–20.
- Cinzano, P. (2003). The growth of the artificial night sky brightness over North America in the period 1947–2000: a preliminary picture. I Schwarz, H. E. (red.) *Light Pollution: The Global View*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 39–47.
- Cinzano, P. (2014). Laws against light pollution in Italy. Light pollution in Italy. Tillgänglig: <<http://www.lightpollution.it/cinzano/en/page95en.html>> [2018-09-30].
- Cinzano, P., Falchi, F. & Elvidge, C. D. (2001). The first World Atlas of the artificial night sky brightness. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society* 328(3): 689–707.
- Corben, C. & Fellers, G. (2001). A Technique for Detecting Eyeshine of Amphibians and Reptiles. *Herpetological Review* 32(2): 89–91.
- CREE (2014). Cree First to Break 300 Lumens-Per-Watt Barrier. Tillgänglig: <<http://www.cree.com/news-media/news/article/cree-first-to-break-300-lumens-per-watt-barrier>> [2018-09-17].
- Cronin, T. W., Caldwell, R. L. & Marshall, J. (2001). Tunable colour vision in a mantis shrimp. *Nature* 411, 547–548.
- Da Silva, A., de Jong, M., van Grunsven, R. H. A., Visser, M. E., Kempenaers, B. & Spoelstra, K. (2017). Experimental illumination of a forest: No effects of lights of different colours on the onset of the dawn chorus in songbirds. *Royal Society Open Science* 4(1): 160638.
- Da Silva, A., Samplonius, J. M., Schlicht, E., Valcu, M. & Kempenaers, B. (2014). Artificial night lighting rather than traffic noise affects the daily timing of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Behavioral Ecology* 25(5): 1037–1047.
- Dacke, M., Baird, E., Byrne, M., Scholtz, C. H. & Warrant, E. J. (2013). Dung beetles use the milky way for orientation. *Current Biology* 23(4): 298–300.
- Davies, T. W., Bennie, J. & Gaston, K. J. (2012). Street lighting changes the composition of invertebrate communities. *Biology Letters* 8(5): 764–767.
- Davies, T. W., Bennie, J., Cruse, D., Blumgart, D., Inger, R. & Gaston, K. J. (2017). Multiple night-time light-emitting diode lighting strategies impact grassland invertebrate assemblages. *Global Change Biology* 23: 2641–2648.
- Davies, T. W., Bennie, J., Inger, R., de Ibarra, N. H. & Gaston, K. J. (2013). Artificial light pollution: Are shifting spectral signatures changing the balance of species interactions? *Global Change Biology* 19(5): 1417–1423.
- Davies, T. W., Coleman, M., Griffith, K. M. & Jenkins, S. R. (2015). Night-time lighting alters the composition of marine epifaunal communities. *Biology Letters* 11: 20150080.
- Davies, T. W., Duffy, J. P., Bennie, J. & Gaston, K. J. (2014). The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12(6): 347–355.

- Davies, T. W., Duffy, J. P., Bennie, J. & Gaston, K. J. (2016). Stemming the Tide of Light Pollution Encroaching into Marine Protected Areas. *Conservation Letters* 9(3): 164–171.
- Day, J., Baker, J., Schofield, H., Mathews, F. & Gaston, K. J. (2015). Part-night lighting: Implications for bat conservation. *Animal Conservation* 18: 512–516.
- De Almeida, A., Santos, B., Paolo, B. & Quicheron, M. (2014). Solid state lighting review - Potential and challenges in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34: 30–48.
- de Jong, M., Jeninga, L., Ouyang, J. Q., van Oers, K., Spoelstra, K. & Visser, M. E. (2016b). Dose-dependent responses of avian daily rhythms to artificial light at night. *Physiology and Behavior* 155: 172–179.
- de Jong, M., Ouyang, J. Q., Da Silva, A., Van Grunsven, R. H. A., Kempenaers, B., Visser, M. E. & Spoelstra, K. (2015). Effects of nocturnal illumination on lifehistory decisions and fitness in two wild songbird species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370: 20140128.
- de Jong, M., Ouyang, J. Q., van Grunsven, R.H.A., Visser, M. E. & Spoelstra, K. (2016a). Do wild great tits avoid exposure to light at night? *PLoS ONE* 11(6): e0157357.
- de Molenaar, J. G., Jonkers, D. A. & Sanders, M. E. (2000). Road illumination and nature. III. Local influence of road lights on a black-tailed godwit (*Limosa l. limosa*) population. DWW-report nr. P-DWW-2000-058. Alterra, Green World Research. DWW-Ontsnipperingsreeks part 38A, Alterra, Wageningen.
- de Molenaar, J. G., Sanders, M. E. & Jonkers, D. A. (2006). Road lighting and grassland birds: local influence of road lighting on a black-tailed godwit population. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press, Washington, D.C., USA, 114–136.
- De Santi, C., Dal Lago, M., Buffolo, M., Monti, D., Meneghini, M., Meneghesso, G. & Zanoni, E. (2015). Failure causes and mechanisms of retrofit LED lamps. *Microelectronics Reliability* 55(9–10): 1765–1769.
- DeCoursey, P. J. (1986). Light-sampling behavior in photoentrainment of a rodent circadian rhythm. *Journal of Comparative Physiology A* 159(2): 161–169.
- Denzinger, A. & Schnitzler, H.-U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology* 4: 164.
- Dick, R. (2012). Scotobiology. Special Issue "Environmental impact of light pollution and its abatement" Special Report of the Journal of the Royal Astronomical Society of Canada, The Royal Astronomical Society of Canada. December 2012: 7–10.
- Dick, R. (2013). Guidelines for outdoor lighting in dark-sky preserves (RASC-DSP-GOL). Adopted by the RASC March 2008. Revised summer 2013. Tillgänglig: <http://www.rasc.ca/sites/default/files/RASC%20DSP%20GOL%20-%20Summer%202013_0.pdf> [2018-09-30].
- Dick, R. (2014). Applied scotobiology in luminaire design. *Lighting Research & Technology* 46: 50–66.
- Dick, R. (2016). Guidelines for Outdoor Lighting for Low-Impact Lighting™. Adopted March 2008. Revised Spring 2016. Tillgänglig: <http://darksky.org/wp-content/uploads/bsk-pdf-manager/RASC-GOL_2016_51.pdf> [2018-09-17].
- Diego-Rasilla, F. J., Luengo, R. M. & Phillips, J. B. (2010). Light-dependent magnetic compass in Iberian green frog tadpoles. *Naturwissenschaften* 97(12): 1077–1088.
- Dingle, H. & Drake, V. A. (2007). What Is Migration? *BioScience* 57(2): 113–121.
- Dominoni, D. M. (2015). The effects of light pollution on biological rhythms of birds: An integrated, mechanistic perspective. *Journal of Ornithology* 156: 409–418.
- Dominoni, D. M., Partecke, J. & Partecke, J. (2015). Does light pollution alter daylength? A test using light loggers on free-ranging european blackbirds (*Turdus merula*). *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370(1667): 20140118.

- Dominoni, D., Quetting, M. & Partecke, J. (2013). Artificial light at night advances avian reproductive physiology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280(1756): 20123017.
- Dorado-Correa, A. M., Rodríguez-Rocha, M. & Brumm, H. (2016). Anthropogenic noise, but not artificial light levels predicts song behaviour in an equatorial bird. *Royal Society Open Science* 3: 160231.
- Douglas, R. H. & Jeffery, G. (2014). The spectral transmission of ocular media suggests ultraviolet sensitivity is widespread among mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20132995.
- Dwyer, R. G., Bearhop, S., Campbell, H. A. & Bryant, D. M. (2013). Shedding light on light: Benefits of anthropogenic illumination to a nocturnally foraging shorebird. *Journal of Animal Ecology* 82(2): 478–485.
- Ecker, J. L., Dumitrescu, O. N., Wong, K. Y., Alam, N. M., Chen, S. K., LeGates, T., Renna, J. M., Prusky, G. T., Berson, D. M. & Hattar, S. (2010). Melanopsin-expressing retinal ganglion-cell photoreceptors: cellular diversity and role in pattern vision. *Neuron* 67(1): 49–60.
- Eisenbeis, G. & Eick, K. (2011). Attraction of nocturnal insects to street lights – A study of lighting systems, with consideration of LEDs. *Natur und Landschaft* 86(7): 298–306.
- Eisenbeis, G. (2006). Artificial night lighting and insects: Attraction of insects to streetlamps in a rural setting in Germany. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 281–304.
- Ekström, P. & Meissl, H. (1997). The pineal organ of teleost fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7(2): 199–284.
- Ekström, P. & Meissl, H. (2003). Evolution of photosensory pineal organs in new light: the fate of neuroendocrine photoreceptors. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 358(1438): 1679–1700.
- Elvidge, C. D., Keith, D. M., Tuttle, B. T. & Baugh, K. E. (2010). Spectral identification of lighting type and character. *Sensors* 10(4): 3961–3988.
- Energi & klimatrådgivningen i Stockholmsregionen (2017). Utomhusbelysning Faktablad. September 2017. Tillgänglig <https://energiradgivningen.se/system/tdf/faktablad_belysning_utomhus_2017.pdf?file=1> [2018-09-27]
- Erickson WP, Johnson GD, Young Jr DP (2005) A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. Tillgänglig: <<http://studentaffairs.case.edu/farm/doc/birdmortality.pdf>> [2018-09-29]
- EU 1992:92/43/EEC. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal L 206*, 22/07/1992 P. 0007 – 0050.
- EU 2009/125/EG. Kommissionens förordning (EG) nr 245/2009 av den 18 mars 2009 om genomförande av Europaparlamentets och rådets direktiv 2005/32/EG när det gäller krav på ekodesign för lysrör utan inbyggt förkopplingsdon, urladdningslampor med hög intensitet samt förkopplingsdon och armaturer som kan driva sådana lampor och om upphävande av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/55/EG.
- European Commission (2007). Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. Tillgänglig: <http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/pdf/guidance_en.pdf> [2018-09-30].
- Evans, J. A., Elliott, J. A. & Gorman, M. R. (2007). Circadian effects of light no brighter than moonlight. *Journal of Biological Rhythms* 22(4): 356–367.
- Evans-Ogden, L. J. (2002). Summary report on the bird friendly building program: effect of light reduction on collision of migratory birds. A special report for the Fatal Light Awareness Program (FLAP). Tillgänglig: <<http://digitalcommons.unl.edu/flap/5/>> [2018-09-28].

- Falchi, F. (2011). Campaign of sky brightness and extinction measurements using a portable CCD camera. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society* 412(1): 33–48.
- Falchi, F., Cinzano, P., Duriscoe, D., Kyba, C. C., Elvidge, C. D., Baugh, K., Portnov, B. A., Rybnikova, N. A. & Furgoni, R. (2016). The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2(6): e1600377.
- Falchi, F., Cinzano, P., Elvidge, C. D., Keith, D. M. & Haim, A. (2011). Limiting the impact of light pollution on human health, environment and stellar visibility. *Journal of Environmental Management* 92(10): 2714–2722.
- Ffrench-Constant, R. H., Somers-Yeates, R., Bennie, J., Economou, T., Hodgson, D., Spalding, A. & McGregor, P. K. (2016). Light pollution is associated with earlier tree budburst across the United Kingdom. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1833): 20160813.
- Follestad, A. (2014). Effekter av kunstig nattbelysning på naturmangfoldet – en litteraturstudie. NINA Rapport 1081, NINA, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, Norge. Tillgänglig: <https://prosjekt.fylkesmannen.no/Documents/E6_Akersvika/Dokument/NINA%20rapport%201081%20-%20Effekter%20av%20kunstig%20lys.pdf> [2018-09-17].
- Foster, J. J., El Jundi, B., Smolka, J., Khaldy, L., Nilsson, D.-E., Byrne, M. J. & Dacke, M. (2017). Stellar performance: mechanisms underlying Milky Way orientation in dung beetles. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 372 (1717): 20160079.
- Fotios, S., Cheal, C. & Boyce, P. R. (2005). Light source spectrum, brightness perception and visual performance in pedestrian environments: A review. *Lighting Research and Technology* 37(4): 271–294.
- Fouquet, R. & Pearson, P. J. G. (2006). Seven centuries of energy services: The price and use of light in the United Kingdom (1300–2000). *Energy Journal* 27(1): 139–177.
- Frank, K. (2009). Exploitation of artificial light at night by a diurnal jumping spider. *Peckhamia* 78(1): 1–3.
- Frank, K. D. (1988). Impact of outdoor lighting on moths: An assessment. *Journal of the Lepidopterists' Society* 42(2): 63–93.
- Frank, K. D. (2006). Effects of Artificial Night Lighting on Moths. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 305–344.
- Franke, S., Brüning, A., Hölker, F. & Kloas, W. (2013). Study of Biological Actions of Light on Fish. *Journal of Light and Visual Environment* 37(4): 194–204.
- Fujun, X., Kailiang, H., Tengteng, Z., Paul, R., Xuzhong, W. & Yi, S. (2012). Behavioral evidence for cone-based ultraviolet vision in divergent bat species and implications for its evolution. *Zoologia* 29(2): 109–114.
- Gaston, K. J. & Bennie, J. (2014). Demographic effects of artificial nighttime lighting on animal populations. *Environmental Reviews* 22(4): 323–330.
- Gaston, K. J. & Holt, L. A. (2018). Nature, extent and ecological implications of night-time light from road vehicles. *Journal of Applied Ecology* DOI: 10.1111/1365-2664.13157.
- Gaston, K. J. (2013). Sustainability: A green light for efficiency. *Nature* 497(7451): 560–561.
- Gaston, K. J., Bennie, J., Davies, T. W. & Hopkins, J. (2013). The ecological impacts of nighttime light pollution: A mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88(4): 912–927.
- Gaston, K. J., Davies, T. W., Bennie, J. & Hopkins, J. (2012). Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: Options and developments. *Journal of Applied Ecology* 49(6): 1256–1266.
- Gaston, K. J., Duffy, J. P. & Bennie, J. (2015). Quantifying the erosion of natural darkness in the global protected area system. *Conservation Biology* 29(4): 1132–1141.
- Gaston, K. J., Duffy, J. P., Gaston, S., Bennie, J. & Davies, T. W. (2014). Human alteration of natural light cycles: causes and ecological consequences. *Oecologia* 176(4): 917–931.
- Gauthreaux, S. A. & Belser, C. G. (2006). Effects of artificial night lighting on migrating birds. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 67–93.

- Gehring, J., Kerlinger, P. & Manville, A. M. (2009). Communication towers, lights, and birds: successful methods of reducing the frequency of avian collisions. *Ecological Applications* 19(2): 505–514.
- Gilbert, B. S. & Boutin, S. (1991). Effect of Moonlight on Winter Activity of Showshoe Hares. *Arctic and Alpine Research* 23(1): 61–65.
- Gracheva, E. O., Ingolia, N. T., Kelly, Y. M., Cordero-Morales, J. F., Hollopeter, G., Chesler, A. T., Sánchez, E. E., Perez, J. C., Weissman, J. S. & Julius, D. (2010). Molecular basis of infrared detection by snakes. *Nature* 464: 1006–1011.
- Griffin, P. C., Griffin, S. C., Waroquiers, C. & Mills, L. S. (2005). Mortality by moonlight: predation risk and the snowshoe hare. *Behavioral Ecology* 16(5): 938–944.
- Grubisic, M., Singer, G., Bruno, M. C., van Grunsven, R. H. A., Manfrin, A., Monaghan, M. T. & Hölker, F. (2017). Artificial light at night decreases biomass and alters community composition of benthic primary producers in a sub-alpine stream. *Limnology and Oceanography* 62(6): 2799–2810.
- Hailman, J. P. & Jaeger, R. G. (1974). Phototactic responses to spectrally dominant stimuli and use of colour vision by adult anuran amphibians: A comparative survey. *Animal Behaviour* 22(4): 757–795.
- Hall, A. S. (2016). Acute artificial light diminishes Central Texas anuran calling behavior. *American Midland Naturalist* 175(2): 183–193.
- Halpern, M. (1987). The Organization and Function of the Vomeronasal System. *Annual Review of Neuroscience* 10(1): 325–362.
- Hardeland, R., Pandi-Perumal, S. R. & Cardinali, D. P. (2006). Melatonin. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology* 38(3): 313–316.
- Hart, N. S. (2001). The Visual Ecology of Avian Photoreceptors. *Progress in Retinal and Eye Research* 20(5): 675–703.
- Hellman, M. (2012). Gatubelysning på entreprenad, upphandling – uppföljning – utvärdering. SKL Kommentus Media AB och Sveriges Kommuner och Landsting 2012.
- Hollan, J. (2009). What is light pollution, and how do we quantify it? Tillgänglig: <http://amper.ped.muni.cz/light/lp_what_is.pdf> [2018-09-17].
- Holzhauer, S. I. J., Franke, S., Kyba, C. C. M., Manfrin, A., Klenke, R., Voigt, C. C., Lewanzik, D., Oehlert, M., Monaghan, M. T., Schneider, S., Heller, S., Kuechly, H., Brüning, A., Honnen, A. C. & Hölker, F. (2015). Out of the dark: Establishing a large-scale field experiment to assess the effects of artificial light at night on species and food webs. *Sustainability* 7(11): 15593–15616.
- Horváth, G., Kriska, G., Malik, P. & Robertson, B. (2009). Polarized light pollution: A new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(6): 317–325.
- Hölker, F., Moss, T., Griefahn, B., Kloas, W., Voigt, C. C., Henckel, D., Hänel, A., Kappeler, P. M., Völker, S., Schwöpe, A., Franke, S., Uhrlandt, D., Fischer, J., Klenke, R., Wolter, C. & Tockner, K. (2010a). The dark side of light: A transdisciplinary research agenda for light pollution policy. *Ecology and Society* 15(4): 13.
- Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E. K. & Tockner, K. (2010b). Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in Ecology and Evolution* 25(12): 681–682.
- Hölker, F., Wurzbacher, C., Weißenborn, C., Monaghan, M. T., Holzhauer, S. I. J. & Premke, K. (2015). Microbial diversity and community respiration in freshwater sediments influenced by artificial light at night. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370: 20140130.
- Høye, A., Elvik, R., Sørensen, M., W.J. & Vaa, T. (red.) (2018). Kapitel 1.18 Vegbelysning. Trafikksikkerhetshåndboken. Tillgänglig: <<https://tsh.toi.no/>> [2018-09-30].
- IDA (2009). The BUG System—A New Way To Control Stray Light from Outdoor Luminaires. A Classification System for Lighting Zones. Specifier Bulletin for Dark Sky Applications, vol 2, issue 1, International Dark-Sky Association.
- IDA (2013) Dark Sky Park Program Criteria. Tillgänglig: <<http://www.darksleepark.nl/IDSP%20Guidelines%20Final-May13-BP.pdf>> [2018-09-30].

- IDA/IESNA (2011). Model Lighting ordinance (MLO) with users guide. IDA, International Dark-Sky Association, IES, illuminating engineering society. Tillgänglig: <http://www.darksky.org/wp-content/uploads/bsk-pdf-manager/16_MLO_FINAL_JUNE2011.PDF> [2018-09-17].
- ILE (2005). Guidance notes on the reduction of obtrusive light. The Institution of Lighting Engineers. Tillgänglig: <<http://www.britastro.org/dark-skies/pdfs/ile.pdf>> [2018-09-17].
- ILP (2011). Guidance Notes for the Reduction of Obtrusive Light GN01:2011. Institution of Lighting Professionals. Tillgänglig: <<http://www.wiltshire.gov.uk/guidance-notes-for-the-reduction-of-obtrusive-light.pdf>> [2018-09-17].
- Inger, R., Bennie, J., Davies, T. W. & Gaston, K. J. (2014). Potential biological and ecological effects of flickering artificial light. *PLoS ONE* 9(5): e98631.
- Jackett, M. & Frith, W. (2013). Quantifying the impact of road lighting on road safety – A New Zealand Study. *IATSS Research* 36(2): 139–145.
- Jacobs, G. H. (2009). Evolution of colour vision in mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364 (1531): 2957–2967.
- Jakobi, M., Dellming, B. & Jangius, A. (2011). Vägbelysningens påverkan på djur och växter samt rekommendationer för val av ljus (litteraturstudie). Calluna AB.
- Jones, M. P., Pierce, K. E., Jr. & Ward, D. (2007). Avian Vision: A Review of Form and Function with Special Consideration to Birds of Prey. *Journal of Exotic Pet Medicine* 16(2): 69–87.
- Justice, M. J. & Justice, T. C. (2016). Attraction of Insects to Incandescent, Compact Fluorescent, Halogen, and Led Lamps in a Light Trap: Implications for Light Pollution and Urban Ecologies. *Entomological News* 125(5): 315–326.
- Jägerbrand, A. K. (2014). Trafiksäkerhets- och trygghetsaspekter i samspelet mellan gatumiljöns utformning och en mer energieffektiv belysning. VTI Rapport 816.
- Jägerbrand, A. K. (2015). New Framework of Sustainable Indicators for Outdoor LED (Light Emitting Diodes) Lighting and SSL (Solid State Lighting). *Sustainability* 7(1): 1028–1063.
- Jägerbrand, A. K. (2016). LED (Light-Emitting Diode) Road Lighting in Practice: An Evaluation of Compliance with Regulations and Improvements for Further Energy Savings. *Energies* 9(5), 357.
- Jägerbrand, A. K., Dickinson, J., Mellin, A., Viklund, M. & Dahlberg, S. (2014). Rebound effects of energy efficiency measures in the transport sector in Sweden. VTI Rapport 827A.
- Kelber, A., Balkenius, A. & Warrant, E. J. (2002). Scotopic colour vision in nocturnal hawkmoths. *Nature* 419: 922–925.
- Kelber, A., Vorobyev, M. & Osorio, D. (2003). Animal colour vision – behavioural tests and physiological concepts. *Biological Reviews* 78(1): 81–118.
- Kinzey, B., Perrin, T. E., Miller, N. J., Kocifaj, M., Aubé, M. & Lamphar, H. S. (2017). An investigation of LED street lighting's impact on sky glow. Prepared for Solid-State Lighting Program, Building Technologies Office, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, U.S. Department of Energy, Pacific Northwest National Laboratory. Tillgänglig: <https://www.energy.gov/sites/prod/files/2017/05/f34/2017_led-impact-sky-glow.pdf> [2018-09-17].
- Knop, E., Zoller, L., Ryser, R., Gerpe, C., Hörler, M. & Fontaine, C. (2017). Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature* 548: 206–209.
- Kolkovski, S. & Dabrowski, K. (1998). Off-Season Spawning of Yellow Perch. *North American Journal of Aquaculture* 60(2): 133–136.
- Korenyak, D. A. & Govardovskii, V. I. (2013). Photoreceptors and visual pigments in three species of newts. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology* 49(4): 399–407.
- Kram, Y. A., Mantey, S. & Corbo, J. C. (2010). Avian Cone Photoreceptors Tile the Retina as Five Independent, Self-Organizing Mosaics. *PLoS ONE* 5(2): e8992.
- Kramer, K. M. & Birney, E. C. (2001). Effect of light intensity on activity patterns of patagonian leaf-eared mice, *Phyllotis xanthopygus*. *Journal of Mammalogy* 82(2): 535–544.

- Kronfeld-Schor, N., Dominoni, D., de la Iglesia, H., Levy, O., Herzog, E. D., Dayan, T. & Helfrich-Forster, C. (2013). Chronobiology by moonlight. *Proceedings Biological Sciences* 280(1765): 20123088.
- Kumar, V., Kumar, B. S. & Singh, B. P. (1992). Photostimulation of blackheaded bunting: Subjective interpretation of day and night depends upon both photophase contrast and light intensity. *Physiology & Behavior* 51(6): 1213–1217.
- Kyba, C. C. M., Garz, S., Kuechly, H., de Miguel, A. S., Zamorano, J., Fischer, J. & Hölker, F. (2015). High-resolution imagery of earth at night: New sources, opportunities and challenges. *Remote Sensing* 7(1): 1–23.
- Kyba, C. C. M., Hänel, A. & Hölker, F. (2014). Redefining efficiency for outdoor lighting. *Energy and Environmental Science* 7(6): 1806–1809.
- Kyba, C. C. M., Kuester, T., Sánchez de Miguel, A., Baugh, K., Jechow, A., Hölker, F., Bennie, J., Elvidge, C. D., Gaston, K. J. & Guanter, L. (2017b). Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science Advances* 3(11): e1701528.
- Kyba, C. C. M., Ruhtz, T., Fischer, J. & Hölker, F. (2011). Cloud coverage acts as an amplifier for ecological light pollution in urban ecosystems. *PLoS ONE* 6(3): e17307.
- Kyba, C. C. M., Ruhtz, T., Fischer, J. & Hölker, F. (2012). Red is the new black: How the colour of urban skyglow varies with cloud cover. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society* 425(1): 701–708.
- Kyba, C., Mohar, A. & Posch, T. (2017a). How bright is moonlight? *A&G Astronomy and Geophysics* 58(1): 1.31–1.32.
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J. F., Le Bocq, A. & Kerbiriou, C. (2014). The influence of low intensities of light pollution on bat communities in a semi-natural context. *PLoS ONE* 9(10): e103042.
- Land, M. F. (1997). Visual acuity in insects. *Annual Review of Entomology* 42: 147–177.
- Larsen, L. O. & Pedersen, J. N. (1981). The snapping response of the toad, *Bufo bufo*, towards prey dummies at very low light intensities. *Amphibia–Reptilia* 2(4): 321–327.
- Lerner, A. & Browman, H. I. (2016). The copepod *Calanus* spp. (*Calanidae*) is repelled by polarized light. *Scientific Reports* 6: 35891.
- Lewanzik, D. & Voigt, C. C. (2017). Transition from conventional to light-emitting diode street lighting changes activity of urban bats. *Journal of Applied Ecology* 54(1): 264–271.
- Loew, E. R. (1994). A third, ultraviolet-sensitive, visual pigment in the Tokay gecko (*Gekko gekko*). *Vision Research* 34(11): 1427–1431.
- Longcore, T. & Rich, C. (2016). Artificial night lighting and protected lands: ecological effects and management approaches. Natural Resource Report NPS/NRSS/NSNS/NRR—2017/1493. Tillgänglig: <<https://irma.nps.gov/DataStore/DownloadFile/582058>> [2018-09-30].
- Longcore, T., Aldern, H. L., Eggers, J. F., Flores, S., Franco, L., Hirshfield-Yamanishi, E., Petrinc, L. N., Yan, W. A. & Barroso, A. M. (2015). Tuning the white light spectrum of light emitting diode lamps to reduce attraction of nocturnal arthropods. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370(1667): 20140125.
- Longcore, T., Rich, C., Mineau, P., MacDonald, B., Bert, D. G., Sullivan, L. M., Mutrie, E., Gauthreaux, S. A. Jr., Avery, M. L., Crawford, R. L., Manville, A. M.II, Travis, E. R., Drake, D. (2013). Avian mortality at communication towers in the United States and Canada: which species, how many, and where? *Biological Conservation* 158: 410–419.
- Lucas, R. J., Peirson, S. N., Berson, D. M., Brown, T. M., Cooper, H. M., Czeisler, C. A., Figueiro, M. G., Gamlin, P. D., Lockley, S. W., O'Hagan, J. B., Price, L. L. A., Provencio, I., Skene, D. J. & Brainard, G. C. (2014). Measuring and using light in the melanopsin age. *Trends in Neurosciences* 37(1): 1–9.
- Luginbuhl, C. B., Boley, P. A. & Davis, D. R. (2014). The impact of light source spectral power distribution on sky glow. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer* 139: 21–26.

- Lythgoe, J. N. (1988). Light and Vision in the Aquatic Environment. I J. Atema; R. R. Fay; A. N. Popper; W. N. Tavalga (red.), *Sensory Biology of Aquatic Animals*, Springer New York, New York, 57–82.
- Lyytimäki, J., Tapio, P. & Assmuth, T. (2012). Unawareness in environmental protection: The case of light pollution from traffic. *Land Use Policy*, 29(3): 598–604.
- Macgregor, C. J., Evans, D. M., Fox, R. & Pocock, M. J. O. (2017). The dark side of street lighting: impacts on moths and evidence for the disruption of nocturnal pollen transport. *Global Change Biology* 23(2): 697–707.
- Macgregor, C. J., Pocock, M. J. O., Fox, R. & Evans, D. M. (2015). Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: A review. *Ecological Entomology* 40: 187–198.
- Manfrin, A., Singer, G., Larsen, S., Weiß, N., van Grunsven, R. H. A., Weiß, N.-S., Wohlfahrt, S., Monaghan, M. T. & Hölker, F. (2017). Artificial Light at Night Affects Organism Flux across Ecosystem Boundaries and Drives Community Structure in the Recipient Ecosystem. *Frontiers in Environmental Science* 5: 61.
- Manor, S., Polak, O., Saidel, W. M., Goulet, T. L. & Shashar, N. (2009). Light intensity mediated polarotaxis in *Pontella karachiensis* (Pontellidae, Copepoda). *Vision Research* 49(19): 2371–2378.
- Marcantonio, M., Pareeth, S., Rocchini, D., Metz, M., Garzon-Lopez, C. X. & Neteler, M. (2015). The integration of Artificial Night-Time Lights in landscape ecology: A remote sensing approach. *Ecological Complexity* 22: 109–120.
- Marchesan, M., Spoto, M., Verginella, L. & Ferrero, E. A. (2005). Behavioural effects of artificial light on fish species of commercial interest. *Fisheries Research* 73(1): 171–185.
- Marcos Gorresen, P., Cryan, P. M., Dalton, D. C., Wolf, S. & Bonaccorso, F. J. (2015). Ultraviolet Vision May be Widespread in Bats. *Acta Chiropterologica* 17(1): 193–198.
- Marquenie, J., Donners, M., Poot, H., Steckel, W. & de Wit, B. (2008). Adapting the spectral composition of artificial lighting to safeguard the environment. 2008 5th Petroleum and Chemical Industry Conference Europe - Electrical and Instrumentation Applications, 10–12 June 2008: 1–6.
- Martinsons, C. & Zissis, G. (2014). Solid State Lighting Annex – Potential Health Issues of Solid State Lighting Final Report. Energy Efficient End-Use Equipment (4E), International Energy Agency 4E Solid State Lighting Annex Task 1. Tillgänglig: <https://ssl.iea-4e.org/files/otherfiles/0000/0072/IEA_4E_SSL_Annex_Health_Aspects_Study_final.pdf> [2018-09-17].
- Meek, P. D., Ballard, G.-A., Fleming, P. J. S., Schaefer, M., Williams, W. & Falzon, G. (2014). Camera Traps Can Be Heard and Seen by Animals. *PLoS ONE* 9(10): e110832.
- Meneghini, M., Trevisanello, L.-R., de Zuani, F., Trivellin, N., Meneghesso, G. & Zanoni, E. (2009). Extensive analysis of the degradation of phosphor-converted LEDs. *Proc. SPIE* 7422, Ninth International Conference on Solid State Lighting, 74220H (18 August 2009); doi: 10.1117/12.826062.
- Meyer, L. A. & Sullivan, S. M. P. (2013). Bright lights, big city: Influences of ecological light pollution on reciprocal stream-riparian invertebrate fluxes. *Ecological Applications* 23(6): 1322–1330.
- Montevecchi, W. A. (2006). Influences of artificial light on marine birds. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 94–113.
- Moore, M. V., Kohler, S. J. & Cheers, M. S. (2006). Artificial Light at Night in Freshwater Habitats and Its Potential Ecological Effects. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 365–384.
- Moore, M. V., Pierce, S. M., Walsh, H. M., Kvalvik, S. K. & Lim, J. D. (2000). Urban light pollution alters the diel vertical migration of *Daphnia*. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 27: 779–782.
- Moser, J. C., Reeve, J. D., Bento, J. M. S., Della Lucia, T. M. C., Cameron, R. S. & Heck, N. M. (2004). Eye size and behaviour of day- and night-flying leafcutting ant alates. *Journal of Zoology*, 264(1): 69–75.

- Muntz, W. R. A. (1966). The Photopositive Response of the Frog *Rana Pipiens* Under Photopic and Scotopic Conditions. *Journal of Experimental Biology* 45(1): 101–111.
- Murie, O. J. (1959). Fauna of the Aleutian Island and Alaska Peninsula. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service. *North American Fauna* 61: 1–364.
- Müller, B. & Peichl, L. (2005). Retinal Cone Photoreceptors in Microchiropteran Bats. *Investigative Ophthalmology & Visual Science*, 46(13): 2259–2259.
- Müller, B., Glösmann, M., Peichl, L., Knop, G. C., Hagemann, C. & Ammermüller, J. (2009). Bat eyes have ultraviolet-sensitive cone photoreceptors. *Plos ONE* 4(7): e6390.
- Müller, B., Goodman, S. M. & Peichl, L. (2007). Cone Photoreceptor Diversity in the Retinas of Fruit Bats (*Megachiroptera*). *Brain, Behavior and Evolution*, 70(2): 90–104.
- Nabli, H., Bailey, W. C. & Necibi, S. (1999). Beneficial insect attraction to light traps with different wavelengths. *Biological Control* 16(2): 185–188.
- Naturvårdsverket (2009). Handbok för artskyddsförordningen. Del 1 – fridlysning och dispenser Handbok 2009:2, utgåva 1, April 2009. Tillgänglig: <<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0160-5.pdf>> [2018-09-30].
- Navara, K. J. & Nelson, R. J. (2007). The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research* 43(3): 215–224.
- Neitz, J. & Neitz, M. (2008). Colour Vision: The Wonder of Hue. *Current Biology*, 18(16): R700–R702.
- Newport, J., Shorthouse, D. J. & Manning, A. D. (2014). The effects of light and noise from urban development on biodiversity: Implications for protected areas in Australia. *Ecological Management and Restoration* 15(3): 204–214.
- Nightingale, B., Longcore, T. & Simenstad, C. A. (2006). Artificial night lighting and fishes. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 257–276.
- Nilsson, J. (2018). Flyttfåglarnas ankomst till olika delar av Sverige. Tillgänglig: <<https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/Dagens-natur/flyttfaglarnas-ankomst-till-olika-delar-av-sverige/>> [2018-09-30].
- OECD/IEA (2006). Light's labour's lost. Policies for energy-efficient lighting. In support of the G8 Plan of Action. International Energy Agency and OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development, Energy efficiency policy profiles, Paris, France. Tillgänglig: <<https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/light2006.pdf>> [2018-09-17].
- Ollivier, F. J., Samuelson, D. A., Brooks, D. E., Lewis, P. A., Kallberg, M. E. & Komáromy, A. M. (2004). Comparative morphology of the *tapetum lucidum* (among selected species). *Veterinary Ophthalmology* 7(1): 11–22.
- Ouyang, J. Q., de Jong, M., Hau, M., Visser, M. E., van Grunsven, R. H. A. & Spoelstra, K. (2015). Stressful colours: Corticosterone concentrations in a free-living songbird vary with the spectral composition of experimental illumination. *Biology Letters* 11(8): 20150517.
- Pawson, S. M. & Bader, M. K. F. (2014). LED lighting increases the ecological impact of light pollution irrespective of color temperature. *Ecological Applications* 24(7): 1561–1568.
- Peichl, L. (2005). Diversity of mammalian photoreceptor properties: Adaptations to habitat and lifestyle? *The Anatomical Record Part A: Discoveries in Molecular, Cellular, and Evolutionary Biology* 287A(1): 1001–1012.
- Perkin, E. K., Hölker, F., Richardson, J. S., Sadler, J. P., Wolter, C. & Tockner, K. (2011). The influence of artificial light on stream and riparian ecosystems: Questions, challenges, and perspectives. *Ecosphere* 2(11): 122
- Perry, G. & Fisher, R. N. (2006). Night Lights and Reptiles: Observed and Potential Effects. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 169–191.

- Perry, G., Buchanan, B. W., Fisher, R. N., Salmon, M. & Wise, S. E. (2008). Effects of artificial night lighting on amphibians and reptiles in urban environment. *Herpetological Conservations* 3: 239–256.
- Pimputkar, S., Speck, J. S., DenBaars, S. P. & Nakamura, S. (2009). Prospects for LED lighting. *Nature Photonics* 3: 180–182.
- Poiani, S., Dietrich, C., Barroso, A. & Costa-Leonardo, A. M. (2015). Effects of residential energy-saving lamps on the attraction of nocturnal insects. *Lighting Research and Technology* 47(3): 338–348.
- Poot, H., Ens, B. J., de Vries, H., Donners, M. A. H., Wernand, M. R. & Marquenie, J. M. (2008). Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13(2): 47.
- Przyrembel, C., Keller, B. & Neumeyer, C. (1995). Trichromatic color vision in the salamander (*Salamandra salamandra*). *Journal of Comparative Physiology A* 176(4): 575–586.
- Pugh, A. R. & Pawson, S. M. (2016). Artificial light at night potentially alters feeding behaviour of the native southern black-backed gull (*Larus dominicanus*). *Notornis* 63(1): 37–39.
- Raap, T., Casasole, G., Costantini, D., Abdelgawad, H., Asard, H., Pinxten, R. & Eens, M. (2016a). Artificial light at night affects body mass but not oxidative status in free-living nestling songbirds: an experimental study. *Scientific Reports* 6: 35626.
- Raap, T., Casasole, G., Pinxten, R. & Eens, M. (2016b). Early life exposure to artificial light at night affects the physiological condition: An experimental study on the ecophysiology of free-living nestling songbirds. *Environmental Pollution* 218: 909–914.
- Raap, T., Pinxten, R. & Eens, M. (2015). Light pollution disrupts sleep in free-living animals. *Scientific Reports* 5: 13557.
- Raap, T., Pinxten, R. & Eens, M. (2016c). Artificial light at night disrupts sleep in female great tits (*Parus major*) during the nestling period, and is followed by a sleep rebound. *Environmental Pollution* 215: 125–134.
- Reuter, T. E., White, R. H. & Wald, G. (1971). Rhodopsin and porphyropsin fields in the adult bullfrog retina. *J Gen Physiol* 58(4): 351–71.
- Rich, C. & Longcore, T. (2006). *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press, Washington D.C., USA.
- Rieswijk, C. (2014). *Insects, bats and artificial light at night. Measures to reduce negative effects of light pollution*. Master thesis, Environmental Biology, University of Utrecht. Tillgänglig: <<https://dspace.library.uu.nl/bitstream/handle/1874/319074/Rieswijk%2C%20Claudia%20-%20Insects%2C%20Bats%20and%20Light%20Pollution%20-%20Masters%20thesis%20MSc%20Environmental%20Biology%20UU.pdf?sequence=2&isAllowed=y>> [2018-09-17].
- Riley, W. D., Davison, P. I., Maxwell, D. L., Newman, R. C. & Ives, M. J. (2015). A laboratory experiment to determine the dispersal response of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry to street light intensity. *Freshwater Biology* 60(5): 1016–1028.
- Rotics, S., Dayan, T. & Kronfeld-Schor, N. (2011). Effect of artificial night lighting on temporally partitioned spiny mice. *Journal of Mammalogy* 92(1): 159–168.
- Rowse, E. G., Harris, S. & Jones, G. (2016). The switch from low-pressure sodium to light emitting diodes does not affect bat activity at street lights. *PLoS ONE* 11(3): e0150884.
- Rowse, E.G., Harris, S., & Jones, G. (2018). Effects of dimming light-emitting diode street lights on light-opportunistic and light-averse bats in suburban habitats. *Royal Society Open Science* 5: 180205.
- Rydell, J. (1992). Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology*, 6(6): 744–750.
- Salmon, M. (2003). Artificial night lighting and sea turtles. *Biologist* 50(4): 163–168.
- Salmon, M., Tolbert, M. G., Painter, D. P., Goff, M. & Reiners, R. (1995). Behaviour of loggerhead sea turtles on an urban beach. II. Hatchling orientation. *Journal of Herpetology* 29: 568–576.
- Sanders, D., Kehoe, R., Tiley, K., Bennie, J., Cruse, D., Davies, T. W., van Frank Veen, F. J., & Gaston, K. J. (2015). Artificial nighttime light changes aphid-parasitoid population dynamics. *Scientific Reports* 5: 15232.

- Schroer, S. & Hölker, F. (2016). Impact of lighting on flora and fauna. I Karlicek, R., Sun, C.-C., Zissis, G., & Ma, R. (red.) Handbook of Advanced Lighting Technology. Springer International Publishing, Switzerland: 1–33.
- Schwab, I. R., Yuen, C. K., Buyukmihci, N. C., Blankenship, T. N. & Fitzgerald, P. G. (2002). Evolution of the tapetum. Transactions of the American Ophthalmological Society 100: 187–200.
- Schwind, R. (1991). Polarization vision in water insects and insects living on a moist substrate. J Comp Physiol A 169: 531–540.
- SFS 1971:948. Väglag. Svensk författningssamling nr 1971:948. Näringsdepartementet.
- SFS 1987:259. Jaktlag. Svensk författningssamling nr 1987:259. Näringsdepartementet.
- SFS 1987:905. Jaktförordning. Svensk författningssamling nr 1987:905. Näringsdepartementet.
- SFS 1995:1649. Lag (1995:1649) om byggande av järnväg. Svensk författningssamling nr 1995:1649. Näringsdepartementet.
- SFS 1998:808. Miljöbalk. Svensk författningssamling nr 1998:808. Miljö- och energidepartementet.
- SFS 2007:845. Artskyddsförordning (2007:845). Svensk författningssamling nr 2007:845. Miljö- och energidepartementet.
- SFS 2010:900. Plan- och bygglag (2010:900). Svensk författningssamling nr 2010:900. Näringsdepartementet.
- Siemann, L. A., Parkins, C. J. & Smolowitz, R. J. (2015). Original Article: Scallops caught in the headlights: Swimming escape behaviour of the Atlantic sea scallop (*Placopecten magellanicus*) reduced by artificial light. ICES Journal of Marine Science 72(9): 2700–2706.
- Škvareninová, J., Tuhárska, M., Škvarenina, J., Babálová, D., Slobodníková, L., Slobodník, B., Středová, H. & Mind'aš, J. (2017). Effects of light pollution on tree phenology in the urban environment. Moravian Geographical Reports 25(4): 282–290.
- Solano Lamphar, H. A. & Kocifaj, M. (2013). Light Pollution in Ultraviolet and Visible Spectrum: Effect on Different Visual Perceptions. PLoS ONE 8(2): e56563.
- Somers-Yeates, R., Hodgson, D., McGregor, P. K., Spalding, A. & Ffrench-Constant, R. H. (2013). Shedding light on moths: Shorter wavelengths attract noctuids more than geometrids. Biology Letters 9(4): 20130376.
- Spoelstra, K. & Visser, M. E. (2013). The impact of artificial light on avian ecology. I Gil, D. & Brumm, H. (red.) Avian Urban Ecology. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Spoelstra, K., van Grunsven, R. H. A., Donners, M., Gienapp, P., Huigens, M. E., Slaterus, R., Berendse, F., Visser, M. E. & Veenendaal, E. (2015). Experimental illumination of natural habitat—an experimental set-up to assess the direct and indirect ecological consequences of artificial light of different spectral composition. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 370: 20140129.
- Spoelstra, K., van Grunsven, R. H. A., Ramakers, J. J. C., Ferguson, K. B., Raap, T., Donners, M., Veenendaal, E. M. & Visser, M. E. (2017). Response of bats to light with different spectra: light-shy and agile bat presence is affected by white and green, but not red light. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 284(1855): 20170075.
- Squires, W. A. & Hanson, H. E. (1918). The Destruction of Birds at the Lighthouses on the Coast of California. The Condor 20(1): 6–10.
- Stevens, R. G. (2009). Light-at-night, circadian disruption and breast cancer: Assessment of existing evidence. International Journal of Epidemiology 38(4): 963–970.
- Stockman, A., & Sharpe, L. T. (2000). The spectral sensitivities of the middle- and long-wavelength-sensitive cones derived from measurements in observers of known genotype. Vision Research 40(13): 1711–1737.
- Stone, E. L. (2013). Bats and lighting. Overview of current evidence and mitigation. University of Bristol, UK.
- Stone, E. L., Harris, S. & Jones, G. (2015). Impacts of artificial lighting on bats: A review of challenges and solutions. Mammalian Biology 80(3): 213–219.

- Stone, E. L., Jones, G. & Harris, S. (2012). Conserving energy at a cost to biodiversity? Impacts of LED lighting on bats. *Global Change Biology* 18(8): 2458–2465.
- Stracey, C. M., Wynn, B. & Robinson, S. K. (2014). Light pollution allows the northern mockingbird (*Mimus polyglottos*) to feed nestlings after dark. *Wilson Journal of Ornithology* 126(2): 366–369.
- Sultana, S., Hassan, M. R., Choe, H. S. & Ryu, K. S. (2013). Impact of Different Monochromatic LED Light Colours and Bird Age on the Behavioural Output and Fear Response in Ducks. *Italian Journal of Animal Science* 12(4): e94.
- Swaddle, J. P., Francis, C. D., Barber, J. R., Cooper, C. B., Kyba, C. C. M., Dominoni, D. M., Shannon, G., Aschehoug, E., Goodwin, S. E., Kawahara, A. Y., Luther, D., Spoelstra, K., Voss, M. & Longcore, T. (2015). A framework to assess evolutionary responses to anthropogenic light and sound. *Trends in Ecology and Evolution* 30(9): 550–560.
- Tashiro, T., Kawanobe, S., Kimura-Minoda, T., Kohko, S., Ishikawa, T. & Ayama, M. (2015). Discomfort glare for white LED light sources with different spatial arrangements. *Lighting Research and Technology* 47(3): 316–337.
- te Marvelde, L., Schaper, S. V. & Visser, M. E. (2012). A single long day triggers follicle growth in captive female great tits (*Parus major*) in winter but does not affect laying dates in the wild in spring. *PLoS ONE*, 7(4): e35617.
- The Royal Commission on Environmental Pollution (2009). Artificial light in the environment. Tillgänglig: <https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/228832/9780108508547.pdf.pdf> [2018-09-30].
- Titulaer, M., Spoelstra, K., Lange, C. Y. M. J. G. & Visser, M. E. (2012). Activity patterns during food provisioning are affected by artificial light in free living great tits (*Parus major*). *PLoS ONE* 7(5): e37377.
- Trafikverket & SKL (2015a). Krav för vägars och gators utformning. Publikationsnummer 2015:086. Trafikverket & SKL, Sveriges Kommuner och Landsting.
- Trafikverket & SKL (2015b). Råd för vägars och gators utformning. Publikationsnummer 2015:087. Trafikverket & SKL, Sveriges Kommuner och Landsting.
- Trafikverket (2016). Riktlinje landskap, version 1.0. TDOK 2015:0323, gäller från 2016-03-01.
- Troy, J. R., Holmes, N. D. & Green, M. C. (2011). Modeling artificial light viewed by fledgling seabirds. *Ecosphere*, 2(10): 109.
- Tsao, J. Y., Saunders, H. D., Creighton, J. R., Coltrin, M. E. & Simmons, J. A. (2010). Solid-state lighting: An energy-economics perspective. *Journal of Physics D: Applied Physics*, 43(35).
- Upphandlingsmyndigheten (2016). Armaturens ljusfördelning. KravID:10753. Tillgänglig: <<https://www.upphandlingsmyndigheten.se/hallbarhet/stall-hallbarhetskrav/bygg-och-fastighet/utomhusbelysning/belysningsprodukter---ljuskallor-och-armaturer/armaturens-ljusfordelning/>> [2018-09-30].
- Upphandlingsmyndigheten (2018). KravID: 10755. Styrsystem för ljusreglering. Tillgänglig: <<http://www.upphandlingsmyndigheten.se/hallbarhet/stall-hallbarhetskrav/bygg-och-fastighet/utomhusbelysning/belysningsprodukter---ljuskallor-och-armaturer/styrssystem-for-ljusreglering/>> [2018-09-17].
- US Department of Energy (2013). Flicker. U.S. Department of Energy, Energy Efficiency & Renewable Energy, Building Technologies Office, Solid-State Lighting Technology Fact Sheet. Tillgänglig: <https://www1.eere.energy.gov/buildings/publications/pdfs/ssl/flicker_fact-sheet.pdf> [2018-09-17].
- Wakefield, A., Broyles, M., Stone, E. L., Jones, G. & Harris, S. (2016). Experimentally comparing the attractiveness of domestic lights to insects: Do LEDs attract fewer insects than conventional light types? *Ecology and Evolution* 6(22): 8028–8036.
- Wakefield, A., Stone, E. L., Jones, G. & Harris, S. (2015). Light-emitting diode street lights reduce last-ditch evasive manoeuvres by moths to bat echolocation calls. *Royal Society Open Science* 2: 150291.

- van Bommel, W. J. M. & de Boer, J. B. (1980). Road lighting. Kluwer Technishe Boeken B.V., Deventer, (först publicerad av The Macmillan Press Ltd., London and Basinstoke).
- van Geffen, K. G., van Grunsven, R. H. A., van Ruijven, J., Berendse, F., & Veenendaal, E. M. (2014). Artificial light at night causes diapause inhibition and sex-specific life history changes in a moth. *Ecology and Evolution* 4(11): 2082–2089.
- van Geffen, K. G., van Eck, E., de Boer, R. A., van Grunsven, R. H. A., Salis, L., Berendse, F. & Veenendaal, E. M. (2015). Artificial light at night inhibits mating in a Geometrid moth. *Insect Conservation and Diversity* 8(3): 282–287.
- van Grunsven, R. H. A., Creemers, R., Joosten, K., Donners, M. & Veenendaal, Elmar M. (2017). Behaviour of migrating toads under artificial lights differs from other phases of their life cycle. *Amphibia-Reptilia* 38(1): 49–55.
- van Grunsven, R. H. A., Donners, M., Boekee, K., Tichelaar, I., van Geffen, K. G., Groenendijk, D., Berendse, F. & Veenendaal, E. M. (2014). Spectral composition of light sources and insect phototaxis, with an evaluation of existing spectral response models. *Journal of Insect Conservation* 18(2): 225–231.
- van Langevelde, F., Ettema, J. A., Donners, M., WallisDeVries, M. F. & Groenendijk, D. (2011). Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biological Conservation* 144(9): 2274–2281.
- Wang, D., Oakley, T., Mower, J., Shimmin, L. C., Yim, S., Honeycutt, R. L., Tsao, H. & Li, W.-H. (2004). Molecular Evolution of Bat Color Vision Genes. *Molecular Biology and Evolution*, 21(2): 295–302.
- Warrant, E. J. (1999). Seeing better at night: life style, eye design and the optimum strategy of spatial and temporal summation. *Vision Research* 39(9): 1611–1630.
- Vera, L. M., Davie, A., Taylor, J. F. & Migaud, H. (2010). Differential light intensity and spectral sensitivities of Atlantic salmon, European sea bass and Atlantic cod pineal glands *ex vivo*. *General and Comparative Endocrinology* 165(1): 25–33.
- Verheijen, F. J. (1960). The Mechanisms of the Trapping Effect of Artificial Light Sources Upon Animals. *Archives Néerlandaises de Zoologie* 13(1): 1–107.
- Wiltschko, W. & Wiltschko, R. (1995). Migratory orientation of European Robins is affected by the wavelength of light as well as by a magnetic pulse. *Journal of Comparative Physiology A* 177(3): 363–369.
- Wiltschko, W., Munro, U., Ford, H. & Wiltschko, R. (1993). Red light disrupts magnetic orientation of migratory birds. *Nature* 364: 525–527.
- Wiltschko, W., Munro, U., Ford, H. & Wiltschko, R. (2003). Magnetic orientation in birds: non-compass responses under monochromatic light of increased intensity. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270(1529): 2133–2140.
- Winter, Y., López, J. & von Helversen, O. (2003). Ultraviolet vision in a bat. *Nature* 425: 612–614.
- Wise, S. (2007). Studying the ecological impacts of light pollution on wildlife: amphibians as models. I Marín, C. & Jafari, J. (red.) *StarLight: A common heritage*. StarLight Initiative La Palma Biosphere Reserve, Institution De Astrofísica De Canarias, Government of The Canary Islands, Spanish Ministry of The Environment, UNESCO, MaB, 107–116.
- Wise, S. E. & Buchanan, B. W. (2006). Influence of Artificial Illumination on the Nocturnal Behaviour and Physiology of Salamanders. I Rich, C. & Longcore, T. (red.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington D.C., USA, 221–251.
- Witherington, B. E. (1992). Behavioral responses of nesting sea turtles to artificial lighting. *Herpetologica* 48(1): 31–39.
- Voigt, C. C., Roeleke, M., Marggraf, L., Pētersons, G. & Voigt-Heucke, S. L. (2017). Migratory bats respond to artificial green light with positive phototaxis. *PLoS ONE*, 12(5): e0177748.
- Vorobyev, M. (2003). Coloured oil droplets enhance colour discrimination. *Proc. R. Soc. Lond. B* 270(1521): 1255–1261.
- Yovanovich, C. A. M., Koskela, S. M., Nevala, N., Kondrashev, S. L., Kelber, A. & Donner, K. (2017). The dual rod system of amphibians supports colour discrimination at the absolute visual

- threshold. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 372(1717): 20160066.
- Zeale, M. R. K., Davidson-Watts, I. & Jones, G. (2012). Home range use and habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*): implications for conservation. Journal of Mammalogy 93(4): 1110–1118.
- Zhao, H., Rossiter, S. J., Teeling, E. C., Li, C., Cotton, J. A. & Zhang, S. (2009a). The evolution of color vision in nocturnal mammals. Proceedings of the National Academy of Sciences 106(22): 8980–8985.

19 Bilaga 1. Material och metoder

Genomgång och sammanställning av vetenskaplig litteratur om LED och påverkan på djur och natur

En systematisk litteratursökning genomfördes för att hitta relevant litteratur om effekter av LED-belysning på djur och natur. Sökningen baserades på två delar: bearbetning av en tidigare systematisk litteratursökning som gjordes i ett annat projekt och en kompletterande sökning som fokuserade på senare år.

Den tidigare systemetiska litteratursökningen redovisas i detalj i Jägerbrand (2015) och hade i korthet följande omfattning:

- I. Söktermen "LED" (light emitting diodes) användes i TRID (Transport Research International Documentation) för åren 2004–2013, genomfördes i september 2013.
- II. Sökningar för att hitta ekologiska effekter av artificiellt ljus med fokus på LED utfördes i TRID från 2004, i Scopus från 2008 och i Web of Science från 2010 till och med oktober 2014 då sökningarna utfördes. Sökningarna gjordes på huvudsöktermerna: artificial light, illumination, light, lamp, luminance och sky glow. Ekologiska söktermer som användes var biodiversity, biotope, eco tunnel, wildlife, ecology, habitat, ecosystem, environment, pollution, and fauna. Sökningen inkluderade också kombinationer med animal/fauna/vegetation och bridge/tunnel/culvert/crossing. I Scopus och Web of Science var det nödvändigt att lägga till en tredje sökterm avseende utomhusaspekten med olika söktermer: nocturnal light, illuminated city, constant light, light pollution, tillsammans med olika kombinationer av huvudsöktermen och de ekologiska söktermerna. I Scopus behövdes även läggas till söktermer som "lamp*", "light*", "lumen*" eller "illum*" för att reducera antalet sökträffar.
- III. Andra sökningar som handlade om LCA (livscykelanalys), hållbarhet, koldioxid och energi (sökningar i TRID, Scopus och Web of Science 1990 och framåt utfördes i september 2013), social och ekonomisk hållbarhet (sökningar i TRID, Scopus och Web of Science 2010 och framåt utfördes i oktober 2014), hållbarhetsindikatorer (sökningar utfördes i oktober 2014 för alla tillgängliga år), fordons hastighet, trafiksäkerhet, energieffektivitet, beslutsprocesser och rekyleffekter (sökningar utfördes i september 2013 och november 2014, från 2010).

En kompletterande litteratursökning genomfördes i februari 2017 för att hitta ytterligare litteratur som handlade om LED belysningens effekter på djur och natur under senare år (dvs. 2014–2017) och med fokus på LED som ljuskälla, men även ekologiska effekter av artificiellt ljus i de fall där det saknades kunskap om effekter av LED-belysning (dvs. för vissa organism eller djurgrupper, se mer nedan).

Sökning i TRID genomfördes 15 februari 2017 och delades upp i två sökningar för att komplettera tidigare genomförda litteratursökning (från september 2013 och från oktober 2014). Sökningar genomfördes med 1–2 sökordskombinationer, varav den första söktermen fokuserade på LED, ljus och/eller ljuskällor och den andra söktermen på lampor och/eller ekologi/miljösöktermer (Tabell 16).

Litteratursökning i Scopus genomfördes 15–17 februari 2017 och omfattade tiden efter år 2013 och därefter (Tabell 17). Sökterm 1 var avsedd att omfatta ljuskällan eller artificiellt ljus eller effekter av artificiellt ljus, och därför användes söktermerna: LED, light-emitting diodes, artificial light, sky glow, och illuminated city. Sökterm 2 omfattade ljus (lights), eller en rad ekologiska eller miljötermer av relevans för att identifiera effekter på djur och natur, liknande de som användes i den sökning som genomfördes 2014. Ibland gav detta upphov till många träffar

varför extra sökord användes som hade anknytning till utomhusmiljö eller vägmiljöområde. I vissa fall behövdes ytterligare söktermer läggas till för att begränsa antalet sökträffar.

När sökningarna i TRID och Scopus var genomförda importerades de in till endnote som samtidigt sorterade bort dubletter. Totalt erhöles 904 referenser i TRID och 1837 referenser i Scopus på detta sätt. Kompletterande sökningar av vetenskaplig litteratur genomfördes genom att använda snöbollseffekten och således hitta referenser angivna i speciellt relevant litteratur eller citeringar av den utvalda litteraturen framåt i tiden, detta gav ytterligare 689 referenser.

För att bearbeta litteraturen på ett effektivt och systematisk sätt skannades de 3430 referenserna via titlar och markerades som relevanta eller ej. För de som bedömdes som relevanta lästes även sammanfattning/abstracts igenom och i nästa skede söktes fulltext artiklar av litteraturen. I genomgången hittades fler referenser som kan ingå i detta arbete. För att säkerställa att den mest relevanta litteraturen hittats i den systematiska litteratursökningen genomfördes cirka 10 Google Scholar-sökningar och sökningar i Google med identiska söktermer som i Scopus sökningen. Den litteratur som inte redan ingick i vår systematiska litteratursökning innefattade ofta äldre studier som inte alltid har relevans för LED-belysningens effekter, helt enkelt eftersom de oftast är utförda på ljuskällor som inte längre används (exempelvis kvicksilverlampor eller lågtrycksnatrium). I arbetet användes även tidigare genomförda litteratursökningar eller reviews för att säkerställa att all relevant litteratur hittats (exempelvis Bruce-White & Shardlow 2011; Follestad 2014; Gaston et al. 2013; Jakobi et al. 2011; Macgregor et al. 2015; The Royal Commission on Environmental Pollution 2009; Rich & Longcore 2006; Stone et al. 2015).

Tabell 16. Sökord och antalet sökträffar för litteratursökning genomförd i TRID (*Transport Research International Documentation*) 15 februari 2017.

Sökord 1	Sökord 2	Antal träffar	Tidsbegränsning
LED	Lights	49	från september 2013 och framåt
LED	Lamps	15	från september 2013 och framåt
Light-emitting diodes		142	från september 2013 och framåt
Light-emitting diodes	Lamps	15	från september 2013 och framåt
Artificial light		32	från oktober 2014 och framåt
Illumination		163	från oktober 2014 och framåt
Lamp		16	från oktober 2014 och framåt
Luminance		46	från oktober 2014 och framåt
New generation light		22	från oktober 2014 och framåt
Next generation light		12	från oktober 2014 och framåt
Light	Biodiversity	0	från oktober 2014 och framåt
Light	Biotope	0	från oktober 2014 och framåt
Light	Eco tunnel	0	från oktober 2014 och framåt
Light	Wildlife	7	från oktober 2014 och framåt
Light	Ecology	9	från oktober 2014 och framåt
Light	Habitat	4	från oktober 2014 och framåt
Light	Ecosystem	3	från oktober 2014 och framåt
Light	Environment	457	från oktober 2014 och framåt
Light	Pollution	87	från oktober 2014 och framåt
Light	Fauna	2	från oktober 2014 och framåt
Light	Animal	6	från oktober 2014 och framåt
Light	Vegetation	6	från oktober 2014 och framåt

Lumination	0	från oktober 2014 och framåt
Light pollution	87	från oktober 2014 och framåt
Constant light	40	från oktober 2014 och framåt
Continuous light	44	från oktober 2014 och framåt
Nocturnal light	1	från oktober 2014 och framåt
Skyglow	0	från oktober 2014 och framåt
Sky glow	0	från oktober 2014 och framåt
Illuminated city	3	från oktober 2014 och framåt

Tabell 17. Sökord för litteratursökning och antal träffar i Scopus utförd 15–17 februari 2017. Sökningen omfattade år 2014 och framåt. Antalet sökord begränsades eller utökades utifrån hur många träffar som erhöles på det mindre antalet sökord.

Sökord 1	Sökord 2	Sökord 3	Sökord 4	Antal träffar
LED	Lights	Biodiversity	Street	27
LED	Lights	Biodiversity	Road	20
LED	Lights	Biodiversity	Highway	1
LED	Lights	Biodiversity	Outdoor	18
LED	Lights	Biodiversity	Exterior	1
LED	Lights	Biotope	Street	1
LED	Lights	Biotope	Road	0
LED	Lights	Biotope	Highway	0
LED	Lights	Biotope	Outdoor	0
LED	Lights	Biotope	Exterior	0
LED	Lights	Eco tunnel		7
LED	Lights	Wildlife	Street	8
LED	Lights	Wildlife	Road	10
LED	Lights	Wildlife	Highway	3
LED	Lights	Wildlife	Outdoor	7
LED	Lights	Wildlife	Exterior	0
LED	Lights	Ecology	Street	54
LED	Lights	Ecology	Road	61
LED	Lights	Ecology	Highway	4
LED	Lights	Ecology	Outdoor	47
LED	Lights	Ecology	Exterior	5
LED	Lights	Habitat	Street	18
LED	Lights	Habitat	Road	16
LED	Lights	Habitat	Highway	2
LED	Lights	Habitat	Outdoor	16
LED	Lights	Habitat	Exterior	1
LED	Lights	Ecosystem	Street	28
LED	Lights	Ecosystem	Road	38
LED	Lights	Ecosystem	Highway	3

LED	Lights	Ecosystem	Outdoor	23
LED	Lights	Ecosystem	Exterior	2
LED	Lights	Environment	Street	232
LED	Lights	Environment	Road	272
LED	Lights	Environment	Highway	52
LED	Lights	Environment	Outdoor	182
LED	Lights	Environment	Exterior	27
LED	Lights	Pollution	Street	69
LED	Lights	Pollution	Road	76
LED	Lights	Pollution	Highway	11
LED	Lights	Pollution	Outdoor	54
LED	Lights	Pollution	Exterior	6
LED	Lights	Fauna		78
LED	Lights	Animal	Street	54
LED	Lights	Animal	Road	67
LED	Lights	Animal	Highway	5
LED	Lights	Animal	Outdoor	30
LED	Lights	Animal	Exterior	0
LED	Lights	Vegetation	Street	15
LED	Lights	Vegetation	Road	20
LED	Lights	Vegetation	Highway	4
LED	Lights	Vegetation	Outdoor	5
LED	Lights	Vegetation	Exterior	1
Light-emitting diodes	Biodiversity			144
Light-emitting diodes	Biotope			1
Light-emitting diodes	Eco tunnel			11
Light-emitting diodes	Wildlife			47
Light-emitting diodes	Ecology	Street		25
Light-emitting diodes	Ecology	Road		14
Light-emitting diodes	Ecology	Highway		0
Light-emitting diodes	Ecology	Outdoor		32
Light-emitting diodes	Ecology	Exterior		3
Light-emitting diodes	Habitat			57
Light-emitting diodes	Ecosystem			100
Light-emitting diodes	Environment	Street	Illumination	208
Light-emitting diodes	Environment	Road	Illumination	167
Light-emitting diodes	Environment	Highway	Illumination	30
Light-emitting diodes	Environment	Outdoor	Illumination	137
Light-emitting diodes	Environment	Exterior	Illumination	12
Light-emitting diodes	Environment	Motorway	Illumination	2
Light-emitting diodes	Pollution	Street		41
Light-emitting diodes	Pollution	Road		29
Light-emitting diodes	Pollution	Highway		
Light-emitting diodes	Pollution	Outdoor		38

Light-emitting diodes	Pollution	Exterior	2
Light-emitting diodes	Pollution	Motorway	0
Light-emitting diodes	Fauna		11
Light-emitting diodes	Animal	Street	21
Light-emitting diodes	Animal	Road	31
Light-emitting diodes	Animal	Highway	0
Light-emitting diodes	Animal	Outdoor	14
Light-emitting diodes	Animal	Exterior	0
Light-emitting diodes	Animal	Motorway	0
Light-emitting diodes	Vegetation		46
Light-emitting diodes	Bridge	Illumination	68
Light-emitting diodes	Tunnel	Illumination	33
Light-emitting diodes	Culvert		0
Light-emitting diodes	Crossing	Illumination	22
Artificial light	Biodiversity		221
Artificial light	Biotope		4
Artificial light	Eco tunnel		
Artificial light	Wildlife		108
Sky glow	Lighting		76
Sky glow	Artificial light		65
Sky glow	Luminance		33
Sky glow	Illumination		60
Illuminated city	Lighting		97
Illuminated city	Artificial light		81
Illuminated city	Luminance		19
Illuminated city	Illumination	Diversity	28
Illuminated city	Illumination	Biotope	1
Illuminated city	Illumination	Eco tunnel	1
Illuminated city	Illumination	Wildlife	11
Illuminated city	Illumination	Ecology	31
Illuminated city	Illumination	Habitat	15
Illuminated city	Illumination	Ecosystem	25
Illuminated city	Illumination	Environment	83
Illuminated city	Illumination	Pollution	43
Illuminated city	Illumination	Fauna	5

I en första genomgång av litteraturen identifierades att vissa djurgrupper/organismer var överrepresenterade medan det verkade finnas väldigt lite studier av en del andra grupper. Ytterligare sökningar utfördes 5–6 april 2017 för att komplettera litteraturen avseende följande ämnen genom att söka vidare på litteraturen som är angiven:

- Spindlar (Frank 2009)
- Orientering (Dacke et al. 2013; Foster et al. 2017)
- Markinvertebrater (Bruce-White & Shardlow 2011)

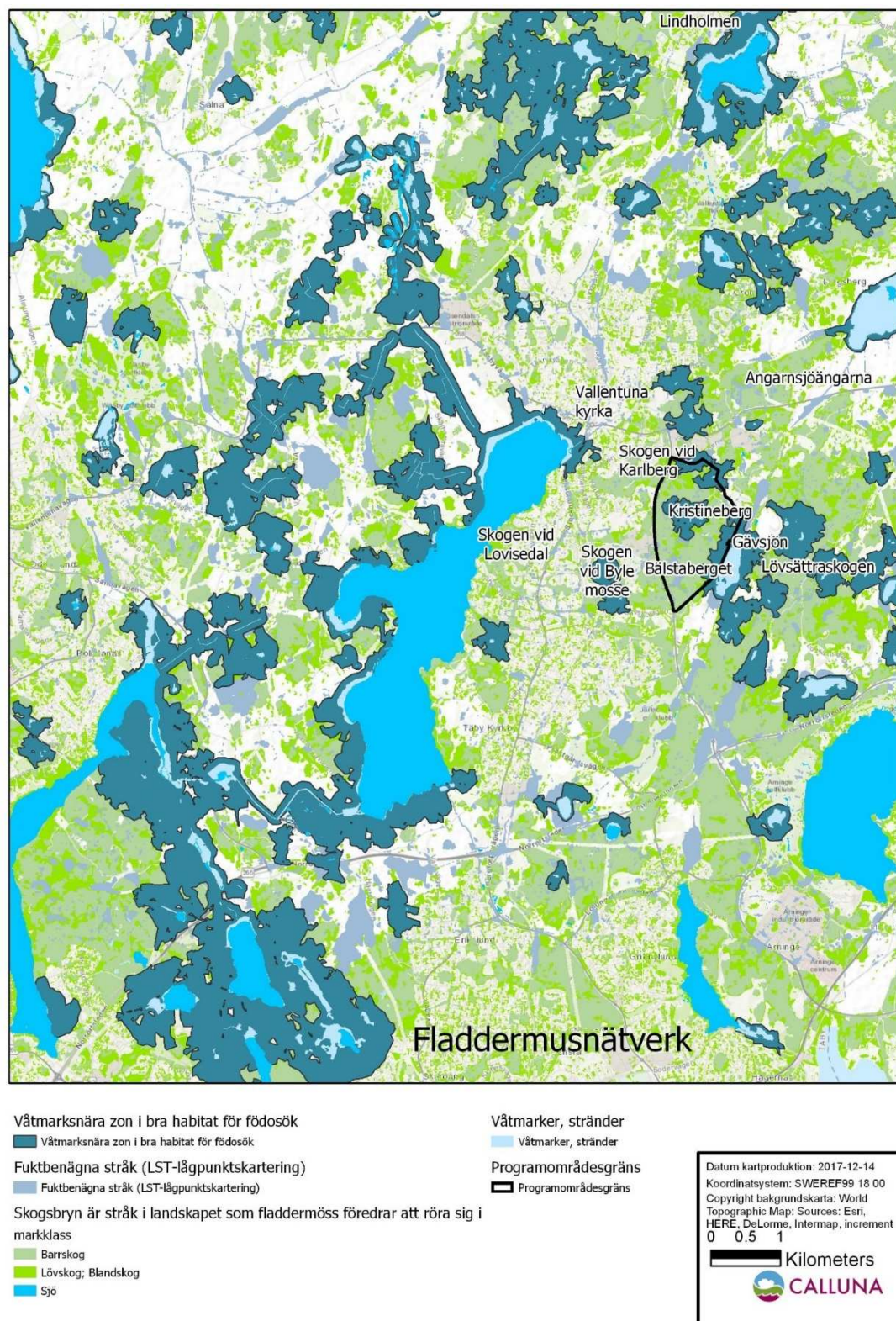
- Leddjur (Davies et al. 2012; Longcore et al. 2015)
- Grod- och kräldjur (Buchanan 1993; Perry et al. 2008; Wise 2007)

Under tiden rapporten författades visade det sig att det saknades mycket litteratur som var av hög relevans för att kunna genomföra projektet, varför kompletterande litteratursökningar utförts kontinuerligt under tiden projektet pågick och dessa arbetades in i de olika delarna i rapporten. Denna typen av litteratur var exempelvis mer fokuserat på arters seende eller fysiologi och handlade exempelvis om belysningsfrågor eller miljöfrågor.

LED som ljuskälla

Litteraturen till denna del av rapporten har huvudsakligen tagits fram i tidigare forskningsprojekt om belysning. Exempelvis projektet *"LCA, hållbarhet, CO₂ och energiprestanda av offentlig utomhusbelysning - en översikt"* finansierat av Energimyndigheten 2013-2014 som resulterade i en vetenskaplig artikel som nämnts ovan (Jägerbrand 2015). Kompletterande sökningar baserat på tidigare litteratursökning utfördes 17–20 februari 2017 (samma sökord men enbart i Scopus och inte lika omfattande) samt kompletterades vid enskilda litteratursökningar vid författandet av kapitlet. Endast titlar och fulltexter av hög relevans ingick i avskanningen.

20 Bilaga 2. Karta över fladdermusnätverk



Figur 13. Karta över fladdermusnätverk i Vallentuna (Björklund et al. 2018). Kartan visar habitat som är gynnsamma och mindre gynnsamma för fladdermössen och att bebyggelse kan vara barriärer i landskapet.

21 Bilaga 3. Checklista

- Identifiera syfte och funktion med belysningen
- Krävs vissa nivåer för att upprätthålla trafiksäkerhet? Om inte, utgå från funktion och behov.
- Kan ljusbehov och funktion lösas med hjälp av andra åtgärder, helt eller delvis?
- Uppstår trafiksäkerhetsrisker ifall ljuset begränsas?
- Använd ljuskälla med så lite blått ljus som möjligt (< 500 nm).
- Säkerställ att belysningen inte orsakar uppljus eller höga nivåer av bakljus genom optimal ljusfördelning. Använd armaturavskärmning för att undvika uppljus och bakljus ifall det behövs och fungerar utifrån trafiksäkerhet och trygghetsaspekter. Säkerställ att medelbelysningsstyrkan är exempelvis < 5 lux inom några meter från ytan som skall belysas, eller < 1 lux inom 10 m.
- Säkerställ att belysningen inte orsakar polarisering på ytor (vattenytor) eller att det uppstår hög luminans i omgivningen.
- Kan schemalagd nedsläckning eller nattreducering tillämpas? Isåfall, går det att undvika att belysa under natt och i skymning, eller reducera under speciellt känsliga tider för att minimera påverkan på nattaktiva och skymningsaktiva djur.
- Säkerställ att inga skyddade och ljuskänsliga arter påverkas av belysningen, direkt eller indirekt. Exempelvis genom att belysningen träffar vattenytor eller migrerande djur. Ifall sådana risker finns, säkerställ skyddsbehov från ljusföroreningar genom tillgänglig kunskap och bedöm påverkan. Tillämpa skyddsåtgärder och säkerställ minimal miljöpåverkan.