

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Katedra fyzické geografie a geoekologie



Petr HAVEL

VLIV SUB/URBANIZACE NA PŘÍRODNÍ PROSTŘEDÍ
THE IMPACT OF URBAN SPRAWL ON THE ENVIRONMENT

Bakalářská práce

Praha, 2010

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Tomáš Chuman, Ph.D.

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně s využitím zdrojů, uvedených v seznamu použité literatury.

Dne 20. května 2010 v Praze

Petr HAVEL

Děkuji RNDr. Tomáši Chumanovi, Ph.D. za ochotu, trpělivost, cenné rady a připomínky při vypracovávání práce. Díky za pomoc patří i mému otci RNDr. Ladislavu Havlovi, CSc., doc. RNDr. Petru Vlasákovi, CSc. za poskytnutí odborné literatury, mé sestře DiS. Květě Havlové za gramatickou a stylistickou korekturu a slečně Bc. Julii Třískové za inspiraci.

Abstrakt

Proces suburbanizace, tedy přesun obyvatel a aktivit do městského zázemí, není jen socioekonomickým fenoménem, ale rozpínání města do krajiny představuje vážný problém i v oblasti životního prostředí. Plocha zabraná suburbánními oblastmi se neustále zvyšuje, povaha této výstavby je prostorově a energeticky náročná a dochází k podstatným změnám v charakteru krajiny, která je fragmentována a homogenizována. Popsané změny postihují i rostliny a živočichy v této krajině žijící, jejich přirozené prostředí je intenzivně přeměňováno a ne všechny jsou schopny přizpůsobit se novým podmínkám prostředí a silné konkurenci invazních druhů. Velké množství zpevněných a nepropustných povrchů má pak vliv nejen na biotu, ale ovlivňuje i kvalitu vody, její infiltraci, nebo odtokový režim. V neposlední řadě jsou novou výstavbou dotčeny i kvalitní zemědělské půdy, které jsou tak nevratně znehodnoceny a stávají se nevyužitelnými pro další produkci. Ačkoli mají legislativní opatření v České republice za úkol kvalitní zemědělské půdy chránit, studie provedená v okolí dálnice D1 ukazuje, že tomu tak rozhodně není; komerční suburbánní výstavba se kolem dálnice D1 ze dvou třetin realizuje na těch nejproduktivnějších a nejvzácnějších půdách. Toto číslo poukazuje na nedostatečnou důslednost při tvorbě územního plánu a nutnost situaci efektivněji řešit.

Klíčová slova: Suburbanizace, Urban sprawl, Homogenizace, Nepropustné povrchy, Degradace půd

Abstract

The suburbanization process – a shift of population and activities from city centre to its fringe – is not only a socioeconomical phenomenon; city spatial expansion is a serious concern for an environment as well. The volume of suburban and sprawling areas is constantly increasing, moreover the character of this development is inefficient both spatially and energetically. A crucial changes take place in a landscape, which is being fragmented and homogenized. Those changes affect organisms, which live in the landscape; their natural environment is intensively modified and not all of them are able to get used to a newly created conditions and resist to a pressure of invasive species. A lot of compacted and impervious surfaces negatively influence not only the biota, but also a water quality, infiltration and water regime. Last but not least, new development seals a lot of quality agricultural land. Sealed soils are irreversibly deteriorated and become useless for further agricultural use. Despite the fact, that legislative in the Czech Republic should protect the high-quality agricultural soils, the study, made in the surroundings of D1 highway shows that's not the case. Two thirds of the commercial suburban development take place on the most productive and valuable soils. This number suggests poor consistency in local planning and a need for more efficient solutions.

Keywords: Suburbanization, Urban sprawl, Homogenization, Impervious surfaces, Soil degradation

Obsah

| | |
|---|-----------|
| Úvod | 6 |
| Charakteristika procesu suburbanizace | 7 |
| Dopady suburbanizace na přírodní prostředí | 11 |
| 1. Zvýšená intenzita dopravy jako součást suburbanizace..... | 11 |
| 2. Nízká hustota zástavby a její energetická náročnost | 13 |
| 3. Sub/urbanizace a biodiverzita, ekologie příměstských oblastí | 14 |
| 4. Ztráta původní krajiny a její degradace, charakteristické rysy příměstské krajiny..... | 23 |
| 5. Hydrologické poměry urbánních a suburbánních ekosystémů..... | 28 |
| 6. Nepropustné povrchy..... | 31 |
| 7. Úbytek zemědělské půdy..... | 34 |
| Výzkum záboru půd v zájmovém území | 37 |
| Výsledky | 42 |
| Diskuse | 56 |
| Závěr | 59 |
| Použitá literatura | 60 |
| Mapová příloha 1 | 66 |
| Mapová příloha 2 | 67 |
| Mapová příloha 3 | 68 |
| Fotografická příloha 1 | 69 |
| Fotografická příloha 2 | 70 |

Úvod

Fenomén suburbanizace se v poslední době dostává do povědomí širší veřejnosti. Kromě toho, že je často velmi dobře pozorovatelná, protože intenzita jejího růstu je obrovská, stává se v podstatě i životním snem mnoha lidí, který má podobu prestižního domu „na klíč“ v zázemí města. Rostoucí rozmach suburbanizace má ale bezesporu i problémové rysy. Rodinný dům je většinou lidí považován za nejlepší možné bydlení. Je tomu tak především z důvodu představy o vysoké kvalitě takového bydlení, možnosti soukromého vlastnictví včetně pozemku, symbolické hodnoty nezávislosti, jistoty, svobody a prestiže (Hnilička, 2005). Kromě preferencí zmíněného způsobu bydlení je proces suburbanizace neodmyslitelně spojen i s vlastnictvím auta pro dopravu mezi zaměstnáním a bydlištěm (EEA, 2006). Suburbanizace představuje zájmovou oblast pro mnoho vědeckých odvětví. Nová zástavba zajímá kvůli svému specifickému vzhledu architektury, její prostorový aspekt a demografická struktura je jen jedním z mnoha témat pro sociální geografů, nemluvě o jejím naprosto specifickém postavení v dopravní infrastruktuře a jejím politickém rozměru. Je předmětem zájmu sociologů a ekonomů.

Růst zázemí města má však nezanedbatelný vliv i na přírodní sféru. Tyto dopady se dají sledovat z několika různých pohledů. Suburbanizace je jedním z hlavních procesů, měnící charakter krajiny, což je dobře patrné hlavně v zázemí měst, kde se původní krajina stává městskou. Nová zástavba se stává nedílnou součástí krajiny a mění nejen její ráz, ale přímo ovlivňuje všechny její přirozené složky. Člověk přispívá výstavbou sídel a infrastruktury k fragmentaci krajiny, areály komerční výstavby jsou svou rozlehlostí nežádoucí kvůli velkým záborům půdy, která je tak významně degradována. Dochází ke změnám v hydrologických, tepelných a půdních režimech (Scalenghe, Marsan, 2009), v krajině ubývají její typické prvky a ekostabilizační systémy (Forman, Godron, 1993). V druhovém složení a v ekosystémech dochází ke změnám, které nejsou na první pohled patrné. Rostliny a živočichové se musí vyrovnávat s novým prostředím, které je primárně budováno pro účely jen jediného druhu – *Homo sapiens*. Je proto nutné vytvořit soubor plánovacích nástrojů a preventivních programů, které by tento proces efektivně regulovaly.

Protože suburbanizace se koncentruje zejména v dopravně vhodných lokalitách, bylo jako zájmové území zvoleno okolí dálnice D1 z Prahy do Brna, kde bude zjištěn zábor půd komerční výstavbou suburbánního rozvoje. Tento zábor bude mapován z hlediska postižených půdních typů a tříd ochrany zemědělského půdního fondu.

V této práci se věnuji vymezení procesu suburbanizace a předkládám důkazy o jeho vlivu na přírodní prostředí, zejména v oblasti:

- 1) zvýšené intenzity dopravy v suburbánních oblastech a s tím souvisejících zvýšených emisí skleníkových plynů.
- 2) prostorové a energetické náročnosti a neefektivnosti tohoto typu výstavby
- 3) ovlivnění biodiverzity, vlivu na homogenizaci bioty a ekologii příměstských oblastí
- 4) ztráty původní krajiny a její degradace
- 5) změněných hydrologických poměrů nově urbanizovaných oblastí
- 6) zvyšování množství nepropustných povrchů a důsledků, s tím spojených
- 7) záboru zemědělských půd.

Cílem práce je rešerše této problematiky a zjištění záboru půd v modelovém území. Zábor zemědělské půdy lze spolu s dalšími faktory (Hasse, Lathrop, 2003) považovat za jeden z indikátorů intenzity urban sprawlu.

Charakteristika procesu suburbanizace

Proces suburbanizace znamená přesun obyvatel, jejich aktivit a některých funkcí z jádrového města do jeho zázemí (Ouředníček et al., 2008). Tento nový rozvoj se často děje na úkor aktivit a investic ze zastavěného území metropolitních měst (Jackson, 2002). Stavební činnost související se suburbánním rozvojem může být zjednodušeně rozčleněna podle převládající funkce na dva druhy – rezidenční a komerční. U rezidenční suburbanizace se jedná hlavně o výstavbu nového bydlení v okolních obcích v zázemí města (ať už se jedná o nové rodinné, případně i bytové domy). Nová izolovaná sídla vzniklá suburbanizací na „zelené louce“, bez návaznosti na jakákoli starší osídlení, jsou v České republice spíše výjimečným jevem (Ouředníček, 2008). Komerční suburbanizace je lokalizována zejména na z logistického hlediska výhodných pozicích kolem dopravních tahů, nebo vznikají na místě původních polí (greenfields). Jejimi typickými představiteli jsou logistické areály, hypermarkety a jiné obchody (Ouředníček et al., 2008). Nové komerční a obchodní zóny jsou také prvkem doplňujícím nedostatečně vybavení centrálních zón a obytných čtvrtí i satelitních městeček sítí malých obchodů a služeb (Sýkora, 2002).

Termín suburbanizace je nutné důkladně vymežit, neboť v této práci se zabývám vlivem jak suburbanizace, tak urbanizace na přírodní prostředí. Vycházím z teze, že suburbanizace je jednou z fází urbanizace (Antrop, 2004). Je to proces rozvolňování měst, růst zástavby s nízkou hustotou na okrajových předměstích a mimo katastrální území měst. Urbanizace je proces formování a rozvoje městského způsobu života, růst úlohy měst ve vývoji společnosti a pronikání městských prvků do celého osídlení (Baše, Cílek, 2006). Při urbanizaci narůstá počet obyvatel města jejich imigrací. Na celém světě žije v urbanizovaných oblastech 50 % lidí, ve vyspělých státech toto číslo dosahuje 80 % (Niemelä, 1999). V Evropě se nyní jedná o 75 % veškeré populace, pro rok 2020 je odhadovaná hodnota ještě o 5 % vyšší. V sedmi evropských státech bude podíl lidí žijících ve městě v roce 2020 dokonce 90 %, nebo vyšší, takže trend je jednoznačně rostoucí (EEA, 2006). Při suburbanizaci městská aglomerace stále populačně získává, ale vnitřní město ztrácí obyvatele na úkor svého zázemí (Antrop, 2004). Lze ji vnímat jako proces postupného „přelévání“ města do krajiny (Chuman, Romportl, 2008). Suburbánní výstavba se uskutečňuje jak uvnitř správní hranice města, tak i na území obcí ležících v jeho okolí (Perlín, 2002). Pokud je krajina suburbanizována, je vlastně zároveň urbanizována (naopak to neplatí). V obou případech dochází k růstu města – ať už populačnímu nebo prostorovému. Oba tyto procesy spolu tedy úzce souvisí, nicméně je nelze zaměňovat.

Od roku 1990 do roku 2000 vzrostla plocha zabraná rezidenční suburbanizací na území České republiky o 50 km², a to především v okolí velkých měst. Nárůst komerční suburbanizace mezi těmito lety činil 42 km², přičemž tento typ výstavby se realizoval především v logisticky atraktivních lokalitách kolem významných dopravních tahů (v tomto ohledu jasně dominuje význam dálnice D1 a obcí v jejím bezprostředním okolí, jako jsou Čestlice nebo Modletice). Nejvyšších hodnot dosahovala nová výstavba v zázemí Prahy (Jesenice, Průhonice, Dobřejovice a další lokality), ale proces suburbanizace lze pozorovat i v okolí Brna, Ostravy, Plzně, nebo Českých Budějovic (Chuman, Romportl, 2008).

Urban sprawl

Nežádoucí forma suburbanizace z ekonomického, sociálního a environmentálního hlediska je urban sprawl (Ouředníček et al., 2008). Má vážné dopady v oblasti socioekonomické i environmentální. Stejně tak je hrozbou při snaze ovlivnit klimatické změny (EEA, 2006). Je projevem vznikajícím tlaky trhu zejména v okolí velkých měst a reakce trhu na nabídku územních místních samospráv ležících ve strategických lokalitách (Jackson, 2002). Suburbie zde vznikají nahodile a jednorázově, podle výhodných příležitostí v rámci developerských projektů (Cílek, Baše, 2005). Tyto podmínky potom vedou k vytváření nové bytové a komerční výstavby mimo kompaktně zastavěná území, v oblastech vlivu rozvoje metropolí,

v pásech okolo dopravních tahů a na jejich křižovatkách. Obchodní, logistické, průmyslové a ostatní podniky vznikají mimo zastavěná území sídel „na zelené louce“, kolonie rodinných domků se zakládají bez návaznosti na jakoukoli občanskou vybavenost (Jackson, 2002). Často k této výstavbě dochází na úkor zemědělské půdy. Povaha výstavby je velmi často roztroušená, bez návaznosti, s velkým množstvím „prázdných“ míst a velkým zábořem plochy při malé hustotě zástavby (EEA, 2006), s plnou závislostí na osobní dopravě (Cílek, Baše, 2005). Svou přítomností pak sprawl navíc vytváří tlak na další výstavbu (Jackson, 2002). Sprawl je typickým fenoménem ve Spojených státech amerických, kde se začal objevovat již na začátku 20. století, významný nárůst tohoto procesu je však v poslední době stále zřetelnější i v Evropě. Důvodem proč se zabývat problematikou urban sprawl je mimo jiné prokazatelný vliv na životní prostředí – zvýšenou spotřebou energií, obrovským zábořem půd, zvýšenými emisemi skleníkových plynů do okolí, znečištěním ovzduší, ale i zvukovým znečištěním – „noise pollution“ (EEA, 2006). Protože sprawl a jeho následky se společnost dříve, nebo později pokouší řešit, celá společnost za něj také platí (Jackson, 2002).

Brownfields

V souvislosti s omezením záborů volné krajiny výstavbou nových průmyslových areálů či logistických center se apeluje na využívání tzv. brownfields. Brownfields jsou opuštěné a nevyužívané průmyslové, dopravní, zemědělské, nebo obchodní budovy a území, jejichž rozvoj často komplikuje kontaminace životního prostředí (Ouředníček et al., 2008) a složité vlastnické poměry (Sýkora, 2002). Mohou to být například bývalé sklady, továrny, nádraží, překladiště či letiště (Ouředníček et al., 2008). Je to území v urbanizovaných oblastech, ze kterého odešel kapitál, a nemovitosti na něm stojící fyzicky deprimují své okolí (Jackson, 2002), jež je obvykle vylidněné a nebezpečné (Sýkora, 2002). Podle národní databáze brownfields společnosti CzechInvest je v České Republice 391 lokalit typu brownfield, většinou již připravených k regeneraci. Na území Prahy a Středočeského kraje se dle databáze jedná pouze o devět areálů a objektů (CzechInvest, 2010). Cílek a Baše (2005) uvádějí, že pokud bychom však za brownfields považovali nejen jednotlivé opuštěné továrny malé a střední velikosti, ale celé komplexy staveb, hald, hospodářských dvorů a technologických zařízení, pak na území Středočeského kraje můžeme uvažovat o 20 – 30 areálech a možná 80 dalších objektech. Nákladnost řešení jejich renovace a ozdravení pak odrazuje soukromý kapitál od investic a častěji zde intervenuje kapitál veřejný. Brownfields vznikají zejména tam, kde je upřednostňován snazší a jednodušší rozvoj na „zelených loukách“ (Jackson, 2002). Investoři odmítají do brownfields vstupovat a městská zastupitelstva jim ve snaze o maximální příliv investičních prostředků a vytváření pracovních míst umožňují výstavbu nových průmyslových celků na volných plochách mimo hranice

kompaktní zástavby (Sýkora, 2002). Na těchto greenfields kolem hlavních dopravních tahů je také budována většina komerční výstavby suburbánního rozvoje (Ouředníček et al., 2008). Důvodem je hlavně nižší cena takovéto výstavby – jeden hektar průmyslového rozvoje na brownfields je nejméně 4,4krát dražší než obdobný rozvoj na zelené louce (Jackson, 2002).

Revitalizace těchto lokalit vyžaduje systémový přístup a je velkou zátěží pro veřejné rozpočty, z dlouhodobého hlediska se však jedná o efektivní proces. V roce 1997 vznikla databáze SESEZ (systém evidence starých ekologických zátěží), ale kvalitní informace o těchto lokalitách stále chybí. Chybí i program vhodných právních, institucionálních a ekonomických nástrojů pro systémové řešení problematiky (Sýkora, 2002).

Vývoj suburbanizace v zázemí Prahy

Projevy suburbanizace nalezneme na mnoha místech v České republice a velmi dobře pozorovatelná je zejména v zázemí Prahy, kde tento proces studoval Perlín (2002) a rozlišil v postsocialistickém vývoji suburbanizace v prostoru Prahy čtyři období. Roky 1990 – 1992 jsou charakteristické naprostou absencí jakýchkoli regulací výstavby v pražském zázemí. Restituenti prodávají zemědělskou půdu dalším osobám, v mnohých případech se jedná o parcely, které ani nejsou vyňaty ze zemědělského půdního fondu. Územní plány jsou zpracovávány novými firmami, které díky malým zkušenostem (a v nově vzniklém konkurenčním prostředí při vysoké poptávce) vyhotovují zakázky bez ohledu na kvalitu práce. V dalších letech (1993 – 1994) se vytvářejí první silnější investiční skupiny, které začínají připravovat první velké obytné oblasti v těsném zázemí Prahy. Tito investoři a developoři slibovali rozsáhlý rozvoj obcí pomocí nové výstavby a nebylo pro ně obtížné přesvědčit jejich starosty o výhodnosti projektu. Výstavba se koncentrovala především na jihovýchodním okraji Prahy (Průhonice, Dolní Břežany, Zvole a další) a na severozápadním okraji, kde do výstavby rodinných domů investovala firma H-systém, která zde skoupila rozsáhlé pozemky v okolí několika obcí. Státní správa měla v tomto období v oblasti územního plánování slabou pozici a nebyla schopna čelit investorským zájmům. K dobré pozici podnikatelských subjektů mnohdy přispěl i příslib rozvoje technické infrastruktury v obci. V řadě obcí došlo při projednávání územního plánu ke ztrátě zájmu ze strany investora, případně k jeho krachu, a výstavba byla poté zastavena. Mnoho připravovaných projektů bylo opuštěno, nebo zpomaleno. Územní plán byl tedy často podstatně měněn již ve fázi svého návrhu. Se zvyšováním odborné úrovně státní správy a zkušeností představitelů obcí se tyto subjekty v letech 1995 – 1997 začaly více prosazovat při projednávání územních plánů (včetně intervencí ze strany orgánů ochrany zemědělského půdního fondu a ochrany přírody a krajiny). Nabídka stavebních ploch pro bydlení se rozpadala na menší ucelené celky (s možností lokalizace cca 20 domů) s nutností zajistit těmto domům technickou

infrastrukturu. U původních velkých projektů, často orientovaných na jediného investora, došlo k omezení investičního a územního rozsahu. Nebyla zahájena jen část projektů, zde však byla zpravidla znehodnocena zemědělská půda budoucího staveniště. V této době se též začínají realizovat projekty podnikatelských a komerčních zón lokalizovaných v okolí dálnic (centrum Černý most, okolí Průhonic, kolem dálnice D5 a další). Od roku 1998 je jasným trendem již naznačené upouštění od masivních projektů výstavby a více se prosazují drobné projekty. Zároveň se do těchto lokalit dostávají i drobní investoři a jednotliví stavebníci, kteří jsou podporováni novou politikou obcí stimulovat svůj růst v návaznosti na svou existující infrastrukturu. Většina územních plánů je již dokončených. Pokud by zůstalo u původních plánů rozsahu výstavby, která se předpokládala v prvních územních plánech, v okrese Praha – Západ by došlo v roce 2015 ke zdvojnásobení obyvatel oproti roku 1991, což odpovídá meziročnímu nárůstu 4000 obyvatel (Perlín, 2002).

Dopady suburbanizace na přírodní prostředí

1. Zvýšená intenzita dopravy jako součást suburbanizace

Suburbanizace je taktéž příčinou mnohem vyšších nákladů na dopravu (Pucher, 2002). Lidé překonávají větší vzdálenosti a tráví na cestách delší dobu (Pucher, 2002). Vznik nových, vzájemně oddělených zón jednotlivých aktivit (bydlení, obchod, služby, administrativa, průmysl) je ve většině evropských měst spojen s extrémním růstem požadavků na mobilitu osob i nákladů. Kapacitu komunikací, parkovišť a ostatních dopravních systémů není dnes již možné zvyšovat úměrně růstu aglomerací a přepravních výkonů a výdaje na výstavbu této infrastruktury jsou velkou zátěží pro veřejné rozpočty (Sýkora, 2002). Obyvatelé suburbií jsou nuceni pravidelně dojíždět z místa bydliště do jádrového města, což zvyšuje nároky na dopravní síť, především při vstupech do měst, zároveň však dochází i k tangenciálním pohybům mezi různými místy v zázemí města (služby, nákupy apod.). Životní styl obyvatel, vzdálenost místa bydliště od místa pracoviště a omezená nabídka veřejné dopravy vede ke zřetelné preferenci osobního automobilu (komfort, nezávislost) a jen menší část obyvatel je schopna dojíždět do zaměstnání bez jeho použití (Ouředníček et al., 2008). Pokud navíc lidé už začnou auto používat, velmi obtížně poté mění své dopravní návyky (Bart, 2009). Nadměrné využívání automobilu je způsobeno také nedostatečnou internalizací nákladů spojených s cestou autem. Majitel totiž používáním osobního vozidla působí náklady dalším subjektům, které je musí nést (emise, výtluhy apod.). Cena za využití silnice je nulová, kvůli čemuž dochází k jejímu nadužívání řidiči. Pokud by náklady za cestu autem odpovídaly realitě, často by se při volbě dopravního prostředku rozhodovali jinak (Třísková, 2009). Nižší hustota zástavby tedy vede ke zvýšené intenzitě používání automobilu. Čím se hustota

zástavby zvyšuje, tím vyšší je i podíl cest, uskutečněný hromadnou dopravou (Pucher, 2002). Rozvoj dopravy navíc umožňuje další rozvolnění zástavby (Hnilička, 2005). Zvýšená individuální doprava negativně ovlivňuje kvalitu vzduchu, zvyšuje hlučnost (Ouředníček et al., 2008) a má obecně škodlivý dopad na životní prostředí (Pucher, 2002). V krajině rozčleněné dopravními stavbami je přírodní systém zranitelnější a obtížněji se vyrovnává se změnami (Ouředníček et al., 2008).

Výzkum podílu urban sprawlu na vysokých emisích CO₂ (Bart, 2009) potvrdil významnou roli tohoto fenoménu na životní prostředí. Autor poukazuje, že od roku 1990 vzrostly v EU emise způsobené dopravou o celou pětinu – v roce 2005 bylo 20 % skleníkových plynů v EU emitováno pouze dopravou, z toho za 93 % tvořil podíl dopravy silniční. Důvodem je, že lidé obecně více cestují a s tím souvisí i větší poptávka po přepravě zboží. Podle autora by se tedy dalo předpokládat, že s nárůstem populace porostou i emise CO₂. Nicméně samotný populační růst není výrazným faktorem jeho produkce (pro srovnání – mezi lety 1990 a 2000 zaznamenalo Řecko a Irsko populační nárůst 8 %, v Řecku ale emise způsobené dopravou vzrostly jen o ¼ toho, co v Irsku). Nárůst objemu dopravy (a tudíž zvýšené emise CO₂) se často dává do souvislosti s růstem ukazatele HDP – za předpokladu, že čím bohatší je země, tím více přepravy se v ní odehrává. To však také není jednoznačné, neboť některé evropské země, zahrnuté ve výzkumu, zaznamenaly průměrný nárůst HDP, ale emise CO₂ za stejnou dobu enormně vzrostly (Portugalsko, Španělsko), případně vzrostly jen minimálně (Německo, Polsko). Do určité míry se ale závislost prokázala – ekonomický růst je z části zodpovědný za zvýšené emitování CO₂ do atmosféry (tento závěr nicméně vede k velmi paradoxní situaci – ekonomický růst by se v tomto světle jevil jako nežádoucí a jediným způsobem jak zastavit růst emisí CO₂ by bylo omezit ekonomický růst).

Vztah mezi intenzitou urban sprawlu a ekonomickou vyspělostí potvrzuje ve své zprávě i European Environment Association (2006). Jako typická místa intenzivního urban sprawlu jsou zde uvedeny oblasti vysoce ekonomicky „aktivní“ (Belgie, Nizozemí, jižní a západní Německo, severní Itálie, okolí Paříže) a ekonomicky „rostoucí“ (Irsko, Portugalsko, východní Německo, okolí Madridu) (EEA, 2006).

Urban sprawl tedy podle Barta (2009) v Evropské Unii nesouvisí s populačním růstem a v menší míře koreluje s ekonomickým rozvojem, vyjádřeným například rostoucím HDP. Nejvýznamnější korelace se však prokázala mezi růstem emisí CO₂ a nárůstem plochy suburbánních oblastí, kde je automobil nejpreferovanější formou dopravy. Tato souvislost je mnohem vyšší než u dvou předchozích ukazatelů. Tedy v zemích, kde došlo k velkému nárůstu zástavby sprawlového typu, významně vzrostly i emise CO₂ (výjimkou bylo v tomto

případě pouze Nizozemsko) a v zemích, kde sprawl dosahoval nejnižších hodnot, byl tento nárůst nízký (Bart, 2009). Obecně se dá tedy říci, že čím nižší je hustota zástavby (a osídlení), tím vyšší jsou, kvůli dominantnímu využívání automobilu, emise CO₂ (EEA, 2006). Země, které zaznamenávají nejvyšší nárůst zástavby sprawlového typu, mají také největší problém se splněním kvót daných Kjótským protokolem. Technologická řešení tohoto problému nejsou dostačující – zatímco průměrný osobní automobil emitoval v roce 2004 o 12 % méně CO₂ na km než v roce 1995, za stejnou dobu bylo prodáno o 21 % více aut. Je zřejmé, že řešení je třeba hledat spíše v efektivních regulačních nástrojích vývoje měst a v oblasti územního plánování (Bart, 2009).

Kahn (2000) naopak vyzdvihuje význam technologického pokroku v oblasti snižování spotřeby paliva u vozidel a s tím souvisejícím poklesem emitovaných skleníkových plynů do atmosféry. Uvádí, že obyvatelé suburbií jezdí autem o 31 % více, než obyvatelé vnitřních částí města. Pokud by suburbanité jezdili automobily s ekonomičtějším provozem, tedy s motory šetrnějšími k životnímu prostředí, tento třicetiprocentní rozdíl by neměl mít výrazné dopady, neboť dopravní emise díky technologiím klesají rychleji, než narůstá počet najetých kilometrů. Přesto připouští, že znečištění ovzduší může v oblastech postižených urban sprawlem narůstat (Kahn, 2000).

2. Nízká hustota zástavby a její energetická náročnost

Urban sprawl je mimo jiné charakterizován zábořem půd obrovského rozsahu (EEA, 2006) při nízké hustotě zástavby (Pucher, 2002) a relativně malé hustotě osídlení (Hnilička, 2005). Hustotu osídlení můžeme brát jako kvantitativní ukazatel, jenž do jisté míry vypovídá i o kvalitě bydlení. Nelze definovat jedinou správnou hodnotu hustoty osídlení, podle které by se plánovala další výstavba v periferních oblastech měst, nicméně pro zvýšení kvality života na předměstí navrhuje Hnilička (2005) zhušťování z běžných 10 – 30 obyvatel na hektar na 80 – 100 obyvatel na hektar. Tato hodnota vypovídá o fungujícím městském osídlení a měla by pomoci snížení finančních nároků na výstavbu a údržbu, včetně snadnějšího fungování městské hromadné dopravy. Čtvrť Vinohrady, nacházející se v centru Prahy, má hustotu osídlení 324 obyvatel / ha, panelové sídliště Háje na jihovýchodě Prahy 224 obyvatel / ha. Předměstské obce Slivenec a Újezd nad Lesy vykazují hustotu 27, respektive 15 obyvatel na hektar. S přibývajícím vzdáleností od centra města je zástavba rozvolněnější a velikost zahrad a pozemků kolem staveb oproti starším sídlištím a čtvrtím roste (Henderson et al., 1998).

S nízkou hustotou osídlení a zástavby souvisí i energetická náročnost takovýchto objektů. Rodinný dům je energeticky nejnáročnější forma bydlení (Hnilička, 2005), protože se často

při stavbě domu zohledňuje pouze jeho vzhled, nikoli jeho ekonomičnost. Zbytečné výčelnky a rozsáhlé skleněné plochy velmi zvyšují tepelné ztráty (Cílek, Baše, 2005). To se týká suburbanizace komerční i rezidenční (Ouředníček et al., 2008). Tato vysoká energetická náročnost může být snížena, pokud dům sdílí stěnu s jiným (dvojdomek). Výhoda kompaktní zástavby a bytů, které se navzájem zahřívají, je v tomto případě neoddiskutovatelná (Cílek, Baše, 2005). Domy nejsou technologicky soběstačné, obvykle nemají vlastní studnu ani žumpu, a je tedy potřeba energie přivést. Čím delší je jejich vedení, tím větší jsou ztráty (Hnilička, 2005). V kompaktní zástavbě také nedochází k tak vysokým ztrátám energií v rozvodných sítích (EEA, 2006). Vyšší hustota osídlení zákonitě přináší úspory energie, a to jak energie spotřebované na samotný provoz a stavbu domů, tak i na dopravu (Hnilička, 2005). Příčiny vysoké spotřeby energie obyvateli suburbí lze hledat i v jejich vysokých příjmech. Množství spotřebované energie na osobu je v tomto případě rostoucí funkcí velikosti finančních příjmů (Kahn, 2000). Rozptýlení města a jeho centrálních funkcí do okolí a téměř úplná závislost na individuální osobní dopravě také znamenají značné energetické nároky (Ptáček, 2002).

3. Sub/urbanizace a biodiverzita, ekologie příměstských oblastí

Biodiverzita se obecně dá chápat jako různorodost všech živých organismů, vyskytujících se v určitém prostředí. Biodiverzitu můžeme hodnotit i na úrovni genů a ekosystémů (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Nejde o pouhý součet všech genů, druhů a ekosystémů, ale spíše o variabilitu uvnitř a mezi nimi (Informační systém úmluvy o biologické rozmanitosti, 2010). Dle úmluvy o biologické rozmanitosti z Rio de Janeira (1992) znamená biodiverzita variabilitu všech žijících organismů, včetně terestrických, mořských a jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí; zahrnuje různorodost v rámci druhů, mezi druhy i ekosystémy (Zákon o sjednání úmluvy o biologické rozmanitosti 134/1999 Sb., 1999). Její význam spočívá jednak v zachování přírodní rovnováhy (kvůli vzájemné provázanosti jednotlivých druhů), je však zároveň hodnotná i pro člověka, neboť mnoho rostlinných i živočišných druhů je využíváno například ve farmaceutickém, stavebním nebo oděvním průmyslu (Matějček, 2008). Vyšší biodiverzita také znamená větší odolnost ekosystému vůči disturbancím – tvoří tedy jakýsi přírodní pufr (Niemelä, 1999). Toto lze spolu s procesy probíhajícími v ekosystému (jako například půdotvorné procesy, udržování rovnováhy prvků v atmosféře, fotosyntéza) označit jako tzv. ekosystémové služby (MŽP, 2005), na nichž v podstatě závisí lidská civilizace. Biodiverzita má též hodnoty kulturní – například edukační a estetickou. Její hodnota je často velmi obtížně ekonomicky vyjádřitelná, což se často odráží v rozhodování ohledně zániku stanovišť ve prospěch výstavby a

využívání přírodních zdrojů. Ačkoli z těchto aktivit může člověk profitovat, zisky jsou doprovázeny ztrátami v ekosystémech, druzích a často i chudobou jiných lidí (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Suburbanizace má na gradient biodiverzity nesporný vliv, neboť stavby vznikající v zázemí měst způsobují narušení krajiny (Ouředníček et al., 2008). Tyto disturbance způsobené lidskou činností způsobují významnou změnu v původním režimu ekosystému a mění tak podmínky v tomto prostředí. Pokud je toto narušení silné povahy, vede to většinou ke snížení biodiverzity. Mezi mechanismy její ztráty lze zahrnout například fragmentaci přirozených stanovišť, introdukci druhů z jiných geografických oblastí, znečišťování životního prostředí, globální klimatické změny a průmyslové zemědělství a lesnictví (Matějček, 2008).

Disturbance ale nemusí vždy vést k zániku druhů. Mezi přirozené disturbance můžeme zařadit půdní sesuvy, požár, nebo silný déšť. V městském nebo příměstském prostředí se však k vlivům prostředí přidávají ještě další, spojené s výstavbou, obhospodařováním zahrady a podobně. Disturbance způsobené lidskou činností jsou obvykle mnohem závažnějšího charakteru než ty přirozené (Rebele, 1994). Zánik druhových stanovišť má na svědomí tedy i zástavba, ať už rezidenční, komerční, nebo stavby liniové povahy. Jejich fragmentace vede k částečné nebo úplné izolaci jednotlivých populací, což může vést k jejich degeneraci (Matějček, 2008). Podle teorie metapopulace obývá mnoho organismů krajinu v podobě lokálních populací, které však nejsou izolované, ale komunikují spolu – dochází k migraci jedinců či k výměně genetických informací. Vyhynutí lokální populace pak nemusí být konečné, pokud tato populace může být obnovena z populace jiné (Forman, Godron, 1993). V případě rozčlenění původně souvislé krajiny nepřekonatelnými bariérami to může mít za důsledek neschopnost populací dlouhodobě samostatně přežít (MŽP, 2005). EEA ve své zprávě (2006) poukazuje na to, že vysoká míra urbanizace a suburbanizace krajiny přímo ohrožuje i evropská stanoviště Natura 2000 (EEA, 2006). Natura 2000 je soustava chráněných území (evropsky významných lokalit a ptačích oblastí, vyhlášených podle svých vlastních směrnic), které vytvářejí na svém území státy Evropské unie. Cílem této soustavy je zabezpečit ochranu těch druhů živočichů, rostlin a typů přírodních stanovišť, které jsou z evropského pohledu nejcennější, nejvíce ohrožené, vzácné či ve své oblasti endemické. Nejedná se v těchto chráněných územích o záměr úplně vyloučit vliv člověka, ale pouze ty negativní (AOPK ČR, 2006). V nejhrošších případech jsou však území soustavy Natura 2000 úplně obklopena urbanizovanými oblastmi a trpí následky znečištění vzduchu, zvukovým znečištěním a dalšími antropogenními činnostmi (EEA, 2006).

Méně zřetelným dopadem suburbanizace je rostoucí míra světelného znečištění – rozptyl světla z veřejného osvětlení, svítících reklam a dalších zdrojů do prostoru. Rozvolněná

zástavba klade větší nároky na počet lamp veřejného osvětlení, komerční areály a reklamní plochy jsou v mnoha případech nepřetržitě osvětleny. Toto intenzivní světlo působí negativně jak na člověka, tak na celou řadu organismů (ztížené podmínky lovu pro noční dravce, narušení biorytmů a podobně) (Ouředníček et al., 2008).

Homogenizace bioty výstavbou města a dopravní infrastruktury

Zábor volné krajiny, spojený s růstem města tedy nejen ničí životní prostor původních druhů, ale navíc vytváří příležitost pro relativně menší počet druhů schopných adaptace na městské a příměstské biotopy. Přírodní výběr je často narušen a „domácí“ druhy se nacházejí v nevýhodě při kompetici s druhy novými (McKinney, 2006). Ve výhodě se v urbanizovaných oblastech často nacházejí teplomilnější druhy, neboť jsou zde obvykle vyšší teploty a menší teplotní amplituda, než v okolní krajině (tzv. urban heat island effect, efekt tepelného ostrova). Mezi nimi je řada druhů na našem území nepůvodních (ať už záměrně, či nezáměrně zavlečených člověkem). U nás se jedná typicky například o křídlatku (*Reynoutria sp.*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) nebo trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*). Město, které je na nepůvodní druhy bohatší, slouží poté jako zdrojové území pro invaze těchto druhů do okolní krajiny (Pyšek, 1998).

Efekt tepelného ostrova ve městě je způsoben mimo jiné sníženou výměnou tepla s okolím kvůli městské architektuře, kdy ulice zadržují budovami vyzářené teplo ve svých koridorech (což zároveň snižuje albedo takového prostředí, neboť se v něm paprsky několikanásobně odráží) a povahou materiálů použitých při výstavbě města, které mají relativně velkou měrnou tepelnou kapacitu. Dále se na něm podílí teplo vytvořené při spalování paliv (s tím souvisí i zvýšené znečištění městského ovzduší, které teplo lépe pohlcuje, a vzniká tak skleníkový efekt), teplo vznikající lidským metabolismem a snížené turbulentní proudění v ulicích města (London Metropolitan University, 2004).

Městské oblasti mají velké množství specifických podmínek, které významně ovlivňují druhovou početnost a skladbu. Při posuzování biodiverzity je velmi důležité rozlišovat původní a nepůvodní druhy. I když je absolutní diverzita v městských a příměstských oblastech vysoká, je nutné klást důraz na zachování a ochranu místních, původních druhů (McKinney, 2006). Původních druhů v čase postupně ubývá a to vede k homogenizaci bioty – i když nepůvodní druhy vlastně místní biodiverzitu obohacují, „globální“ biodiverzita klesá. Pestrost druhové skladby je totiž na globální úrovni ochuzena o vymizelé domácí druhy (Ouředníček et al., 2008; McKinney, 2006).

Urbanizace se kvůli své intenzitě a rozsahu dá označit za jednoho z největších činitelů homogenizace bioty a vymírání druhů ze všech lidských činností vůbec (McKinney, 2006).

Přibližně dvě třetiny povrchu souše na Zemi mají méně než 1 % urbanizovaných oblastí a další nárůst urbanizace v těchto regionech by neměl znamenat pro biodiverzitu vážnější hrozbu. Nicméně více urbanizované oblasti, převážně na pobřeží a na ostrovech, hrají v problematice biodiverzity klíčovou roli – ty regiony, jejichž urbanizace je vyšší než 33 %, zabírají sice jen 0,3 % souše, ale jsou například domovem 12 % všech známých terestrických obratlovců. Zároveň jsou tyto oblasti často domovem mnoha endemických druhů (McDonald et al., 2008). V krajině ekonomicky vyspělých států probíhá devastace částečně přirozených ekosystémů, chybí zde ucelená a funkční síť územních systémů ekologické stability, jejichž biocentra vzájemně propojená biokoridory by vytvořily podmínky pro optimální rozvoj rostlinných a živočišných společenstev (Sýkora, 2002). Biocentrem se rozumí území, které svou velikostí a stavem ekologických podmínek umožňuje trvalou existenci druhů i společenstev přirozeného genofondu krajiny. Biokoridory jsou liniová společenstva umožňující migraci organismů a propojující biocentra. Mohou být prostorově spojitě, tak i nespojitě. Jejich význam nespočívá jen v umožnění migrace organismů, ale i v rozdělení ekologicky nestabilních, antropogenně změněných ekosystémů (Kender et al., 2000). Územní systémy ekologické stability jsou významným nástrojem pro uchování a zvýšení biodiverzity, jsou však často na místních úrovních nejednotně zpracovány, což ztěžuje jejich použití v územně-plánovací dokumentaci. Pokud dochází při realizaci liniových staveb ke kolizi s částmi ÚSES, často není zpracováno technické nebo projekční řešení tohoto střetu (MŽP, 2005).

Významnými biocentry v krajině jsou mokřady (Kender et al., 2000). Jejich ztráta je jedním z důsledků urban sprawlu (Hasse, Lathrop, 2003). K mokřadům řadíme rybníky a jejich litorály, mokré louky a prameniště, říční nivy včetně lužních lesů, rašeliniště, podmáčené smrčiny a umělé mokřady. Jedná se o vysoce specializované a zároveň velmi zranitelné ekosystémy, které jsou životním prostorem mnoha živočišných druhů, jedinečných rostlinných společenstev, kriticky ohrožených a endemických druhů. Dále jsou významné svou retenční, filtrační a čistící schopností, stabilizací břehů a ochranou proti erozi, hospodařením s podzemní vodou a dalšími nezastupitelnými funkcemi, včetně estetické. Přes svou nenahraditelnost se jedná o nejohroženější ekosystémy vůbec, mimo jiné kvůli jejich odvodňování, kultivaci půdy pro zemědělské využití, znečišťování z různých zdrojů a nadměrnému využívání vodních zdrojů (Kender et al., 2000). Příkladem nešetrného přístupu k těmto lokalitám může být výstavba golfového hřiště v ústeckých Všebořicích, kde došlo k zániku rozsáhlých mokřadních ploch, zahynula řada chráněných živočichů a přirozené prostředí mnoha dalších bylo zničeno (Angermannová, 2008).

Jak již bylo zmíněno, růst aglomerace vede k dalšímu růstu silniční dopravy (Sýkora, 2002) a k největším nárůstům její intenzity dochází zejména na hranicích velkých českých měst (Ouředníček et al., 2008). Růst přepravních výkonů a rozvoj dopravní infrastruktury je pro biodiverzitu jeden z hlavních ohrožujících faktorů (MŽP, 2005). Výstavba dopravních komunikací kromě fragmentace stanovišť a bariérového efektu taktéž ničí biotopy přirozených druhů a vytváří podmínky pro relativně malý počet druhů snášejících zasolení podél silnic (Ouředníček et al., 2008). Zahrnout do této kategorie lze i výsev a výsadbu nepůvodních druhů kolem komunikací, opomíjet samozřejmě nelze ani přímé ztráty živočichů na silnicích a související znečištění životního prostředí emisemi, včetně oxidů dusíku. Fragmentace způsobená dopravní infrastrukturou je dnes považována za faktor limitující přežívání řady živočišných druhů (MŽP, 2005).

Nahrazování původních druhů druhy nepůvodními

Proces urbanizace vede k nárůstu počtu nepůvodních druhů rostlin a k poklesu stavů rostlin původních, ačkoli město samotné je obvykle na rostliny druhově bohatší než jeho okolí (Kühn, Klotz, 2006). Podíl nepůvodních druhů rostlin se za určitý časový úsek v člověkem obydlených oblastech prokazatelně zvyšuje (McKinney, 2006).

Původní druhy chápeme jako všechny složky bioty, které se na určitém území vyvíjely, nebo sem pronikly před začátkem neolitu. Pokud na toto území pronikly později, muselo se tak stát naprosto nezávisle na antropogenní činnosti. Nepůvodní druhy jsou ty druhy, které se do určité oblasti dostaly působením člověka, nebo jeho domácích zvířat v neolitu či v pozdějších obdobích. Nepůvodní druhy dále dělíme na archeofyty, které byly do Evropy zavlečeny před rokem 1500, neofyty jsou důsledkem lidské činnosti po tomto roce (Pyšek, 1998).

Člověk obohacuje osídlenou oblast úmyslně, například dovozem rostlin a živočichů pro kultivaci a chovnými druhy, ale i neúmyslným dovozem při dopravním procesu (McKinney, 2006), v zažívacím traktu a na kůži domestikovaných zvířat nebo na svém oblečení (Mack, Lonsdale, 2001) – jejich přenos je nevyhnutelným jevem provázejícím vývoj lidské civilizace (MŽP, 2005). Tyto druhy jsou poté ve výhodě, neboť nacházejí ve svém novém areálu dostatek zdrojů, často zde absentují jejich přirození predátoři a fyzické prostředí je zde narušené právě lidskou činností (třeba změněný teplotní režim). V městských nebo příměstských podmínkách se tak mohou často stát populačně úspěšnější, než by tomu bylo v jejich přirozeném prostředí. Samotné zvyšování počtu nepůvodních druhů ještě nezaručuje homogenizaci bioty. Důvodem je také skladba těchto kolonizujících druhů, která je shodná v mnoha městech, nezávisle na biogeografické oblasti (McKinney, 2006). Ve městech je, častěji než v přírodních podmínkách, možné najít takovou skladbu druhů, která nesdílí

společnou evoluční minulost a nikdy předtím nebyla na jiném místě pozorována (Rebele, 1994).

Příkladem ovlivnění druhového složení urbánního prostoru může být studie provedená Pyškem (1998) v Plzni. V posledních 120 letech (1880 – 2000) ztratilo město Plzeň 368 původních druhů (cca 31 %), zatímco 238 nových druhů přibylo. Za tuto dobu taktéž o 11,1 % poklesl celkový počet druhů v Plzni a jejím okolí – ačkoli město samotné druhy v tomto období získávalo, okolí města druhově ztrácelo (na začátku výzkumu, v letech 1880 – 1910, bylo okolí oproti městu Plzeň druhově bohatší). Podobnost flóry, vyjádřená Jaccardovým indexem, po celou dobu výzkumu stoupala jak mezi jednotlivými obcemi v zázemí Plzně, tak ve městě samotném, tak mezi městem a jeho okolím (Chocholoušková, Pyšek, 2003). Poměr mezi původními a nepůvodními druhy rostlin je významně ovlivněn intenzitou městských aktivit (McKinney, 2006).

Ovlivnění druhového složení v evropských městech studovali například Kowarik (1990), Marzluff (2001), Mackin-Rogalska et al. (1988) a McIntyre (2000). Zatímco podíl nepůvodních rostlin v přírodních oblastech mimo Berlín je 6 %, v suburbánních oblastech téhož města je to již 25 % a v nejvíce urbanizovaných oblastech dosahuje až 54 % (Kowarik, 1995, sec. in McKinney, 2006). Polské vesnice mají průměrný podíl 30 % nepůvodních rostlinných druhů, u středně velkých měst je to 40 – 50 % a velká města obývá v průměru 50 – 70 % nepůvodních rostlinných druhů (Kowarik, 1990, sec. in McKinney, 2006). Trend zvyšování zastoupení nepůvodních druhů s populační velikostí aglomerace a mírou antropogenní činnosti byl prokázán i v případě ptáků (Marzluff, 2001, sec. in McKinney, 2006), savců (Mackin-Rogalska et al., 1988, sec. in McKinney, 2006) a hmyzu (McIntyre, 2000).

Při vyhodnocování vztahu urbanizace a taxonomické homogenizace v Německu (2006) rozdělili autoři zemi na zhruba 3000 sektorů stejných rozměrů a zkoumali jejich charakter (pokud více jak 1/3 krajinného pokryvu tvořily sídelní struktury, bylo pole posouzeno jako „více urbanizované“, pokud méně, než 1/3, byly posouzeny jako „méně urbanizované“ a menší než pětiprocentní podíl sídla v poli znamenal klasifikaci „venkovské“). V těchto polích bylo určeno druhové složení rostlin a jejich podobnost byla určena na základě výpočtu Simpsonova indexu (Simpsonův index je jedním ze způsobů kvantifikace biodiverzity; jedná se o pravděpodobnost, že dva náhodně vybraní jedinci z jednoho vzorku budou odlišného druhu a posuzuje tzv. alfa diverzitu – diverzitu v rámci jednoho společenstva či stanoviště). Dále byly provedeny úpravy souboru, aby byl minimalizován vliv statistických chyb (kontrolní druhy, které musely být přítomny ve všech polích, apod.). Výsledky ukázaly, že počet druhů

původních i nepůvodních rostlin je nejvyšší ve „více urbanizovaných“ polích a nejnižší ve „venkovských“ polích. Průměrná podobnost (vyjádřená Jaccardovým indexem, který posuzuje tzv. beta diverzitu, konkrétně podobnost druhového složení dvou společenstev) „více urbanizovaných“ oblastí je často vyšší, než je tomu u druhých dvou kategorií, i když tato podobnost znatelně klesá se vzdáleností dvou polí (větší podobnost ve „více urbanizovaných“ polích byla zaznamenána v kategorii archeofytů, podobnost neofytních druhů v polích této kategorie byla výrazně nižší). Tento výsledek potvrdil efekt urbanizace na biodiverzitu rostlin (Kühn, Klotz, 2006).

Změny na urban – rural gradientu

Urban – rural gradient je gradientem, na kterém dochází k významným změnám v mnoha faktorech a jedná se o přechod městského prostředí do venkovského. Urbánní ekosystém se od venkovského významně odlišuje například zvýšenou spotřebou energie na osobu nebo značnou závislostí na vnějších zdrojích (McDonnell, Pickett, 1990). Směrem k jádru města lze zaznamenat exponenciální růst hustoty osídlení, hustoty silniční sítě, fragmentace přirozené vegetace, znečištění vody a půd, průměrné okolní teploty, průměrného ročního úhrnu srážek, kompaktnosti půdy, zásaditosti půdy a dalších ukazatelů antropogenních disturbancí (McKinney, 2002), jako je například změna místního klimatického režimu nebo zvýšená eroze půdy (McDonnell, Pickett, 1990). Stejným směrem vzrůstá i ztráta přirozených stanovišť, místo kterých zpravidla nalezneme a) zastavěná území, b) člověkem založenou a pravidelně udržovanou vegetaci, c) ruderální, neudržovanou vegetaci, d) ostrovy zbytkové přirozené vegetace, která je vystavena konstantnímu invaznímu tlaku nepůvodních druhů. Jejich počet a procentuální zastoupení se zvyšuje směrem k jádru města. Obecně dosahuje v rurálních oblastech poměr nepůvodních druhů několika procent, naproti tomu v centrech měst to může být i přes 50 %, což je důsledkem vyšších intenzit antropogenních aktivit (McKinney, 2002). Druhy, které se na tomto gradientu vyskytují, mohou být klasifikovány do tří skupin (Blair, 2001, sec. in McKinney, 2006), dle své odpovědi na urbanizaci. Jsou to druhy vyhýbající se – „avoidance“ (velmi citlivé druhy, které se nedokážou vyrovnat se ztrátou svého přirozeného prostředí a rychle mizí), adaptující se – „adaptation“ a druhy využívající urbanizaci – „exploitation“ (druhy, které se stanou závislé na urbánních zdrojích). Další možné dělení (Witte et al., sec. in McKinney, 2006) je na rostliny urbanofilní („urbanophiles“) a urbanofóbní („urbanophobes“). Urbanofilní druhy (případně druhy využívající urbanizaci – „exploiters“) můžeme označit jako synantropní. Tyto druhy dosahují nejvyšších abundancí v jádrech měst (využívají zde lidské zdroje), kde jsou kompetičně velmi silné, a spolu s adaptujícími se druhy jsou největším činitelem homogenizace bioty ve městech a jejich zázemí. Urbanofilní druhy dokáží tolerovat vysokou míru disturbancí, jako

například znečištěné ovzduší, kyselé a dusíkem bohaté půdy, navíc často sešlapávané (McKinney, 2006). Mnoho trávníků ve městě, v parku, nebo zahrady v příměstských oblastech jsou častým sekáním (disturbance) vlastně neustále udržovány v časném sukcesním stadiu (Niemelä, 1999). Naproti tomu rostliny vyhýbající se – „avoiders“ – mají nejvyšší populace mimo město a takzvaní „adapters“ jsou nejčetnější v suburbánních oblastech (McKinney, 2006).

I z těchto jednoduchých vztahů lze odvodit, že urbánní ekosystémy jsou na celém světě poměrně uniformní a zřejmě i jednodušší, co do rozmanitosti interakcí. Toto může být zapříčiněno neustále se opakujícími disturbancemi a tedy nemožností dlouhodobého nepřerušovaného vývoje bioty (Rebele, 1994). Dochází k neustálému umělému ovlivňování trofických vztahů, mezidruhových interakcí a potravních řetězců – je redukován počet predátorů, skladba druhů je antropogenně neustále ovlivňována, vliv stresových faktorů je působením člověka zvýšený, nebo snížený, pohyb mezi populacemi v rámci druhů je důsledkem fyzických bariér ztížený (Faeth et al., 2005). I přesto mohou být městské ekosystémy, nebo jejich části jedinečné. Spoustu z nich má vysokou druhovou diverzitu a jsou domovem ohrožených druhů (Niemelä, 1999). Cílek et al. (2004) uvádí, že město je z biologického pohledu jen trochu odlišným stanovištěm, ve výsledku však stejně dobrým, jako je les nebo louka. Příroda ve městě se vyvíjí a má svou historii, hierarchii a svoje zákonitosti.

Na urban - rural gradientu dochází ke zvyšování diverzity druhů (McKinney, 2002), biotických interakcí a komplexity ekosystému, naopak se snižuje vliv abiotických faktorů na druhovou početnost a závislost ekosystému na zvenčí dodaných zdrojích (McKinney, 2006). Za zmínku stojí i fakt, že i kultivované stromy, vysázené ve městě, přispívají k homogenizaci bioty (McKinney, 2006), protože obvykle bývají nepůvodní a variabilita vysazovaných druhů je malá (Galvin, 1999, sec. in McKinney, 2006). Toto může vyvolat rozpor, protože i když je vegetace v městských a příměstských oblastech žádoucí kvůli své estetické funkci, plní funkci protiprachového filtru a protihlukové bariéry (Sýkora, 2002), její vysazování přispívá v širším měřítku ke snižování biodiverzity.

Uniformní preference obyvatel

Člověk přispívá svou činností k homogenizaci bioty i jinými způsoby. Zajímavým postřehem je, že obyvatelé suburbií upřednostňují v naprosté většině pozemky s téměř čistě travnatým pokryvem a jen část z nich má u svých domů hustěji vysázené stromy, keře, nebo zvolili jinou alternativu k uniformnímu vzhledu svých zahrad. Důvodem mohou být nižší pořizovací náklady nebo snadnější údržba (Henderson et al., 1998), může se však také jednat o pozůstatek přirozeného lidského estetického cítění – cílené vytváření prostředí, které by se

dalo nazvat jako „urban savanna“, jež je výsledkem našeho afrického původu (Gobster, 1994, sec. in McKinney, 2006).

Na východě Spojených států amerických tvoří stromový pokryv měst asi 31% (Nowak et al., 1996). Tato sídla se nacházejí v místech, kde je okolí zalesněno skoro stoprocentně, naproti tomu města na západě USA, která se nacházejí v sušších ekosystémech (prérie, pouště a polopouště), mají významně vyšší podíl stromového pokryvu než jejich okolí. Z toho vyplývá, že obyvatelé přirozeně zalesněných oblastí stromy kácejí, obyvatelé nezalesněných regionů je sází (McKinney, 2006), což potvrzuje tvrzení o uniformních preferencích městského obyvatelstva.

Zvláštnosti suburbánních oblastí

Mnoho druhů dokáže využít povahu výstavby v zázemí měst. Migrují sem z přilehlých, relativně přírodních oblastí. Dobrým příkladem může být sova králičí (*Athene cunicularia*) ve Spojených státech amerických. Tato sova dosahuje nejvyšších populačních stavů právě v suburbánních oblastech, neboť je zde pro ni kořist díky antropogenním vlivům na krajinný pokryv dostupnější (Wesemann, Rowe, 1986, sec. in McKinney, 2006). Na suburbánní prostředí dobře reagují i různé jiné druhy ptáků (většina z nich jsou nemigrující druhy), hmyz, savci, obojživelníci i plazi – příkladem může být krajta kobercová (*Morelia spilota*) žijící v Austrálii, která se vyhýbá kontaktu s lidmi a žije se na těchto místech nepůvodní kořisti (Shine, Fitzgerald, 1998). Co se týče rostlin, suburbánní oblasti obvykle hostí značné množství vegetace, obvykle v podobě zbytkových a fragmentovaných přirozených vegetací a lidmi kultivovaných pozemků. V porovnání s čistě městským prostředím jsou biotické interakce obvykle komplexnější (Faeth et al., 2005). Vybrané studie dokazují, že biodiverzita některých savců, motýlů a ptáků je nejvyšší v suburbánních oblastech, zde prezentovaných jako místech středního ovlivnění člověkem na urban – rural gradientu. Důvodem je schopnost vyrovnat se s touto povahou výstavby v polopřirodním prostředí a zároveň využít některé zdroje, které lidské osídlení poskytuje. U motýlů je to například antropogenně udržovaná vegetace. Ze 23 motýlích druhů, které byly zkoumány z hlediska svého rozložení podél urban – rural gradientu v USA, jich 14 dosahovalo nejvyšších abundancí právě na suburbiích. (Blair, Launer, 1997). Možné vysvětlení nabízí podle McKinneyho hypotéza mírných disturbancí („the intermediate disturbance hypothesis“), kde v počátcích výstavby sprawlového typu dochází k relativně malým dopadům na prostředí – v polopřirozené a zemědělské krajině tvoří nové rezidenční oblasti plošky, které krajinnou heterogenitu zvyšují. Kromě toho je v takovýchto podmínkách obvykle vysoká produktivita prostředí (McKinney, 2002). Existují však i studie, které vysokou diverzitu v suburbánních oblastech nepotvrdily.

Možnosti vzdělávání obyvatelstva

Pro zastavení trendu homogenizace těchto disturbovaných oblastí by bylo vhodné obyvatele měst více vzdělávat v oblasti lokálního druhového bohatství, například vyšší expozicí místních druhů veřejnosti. Ta často nedokáže přiřadit druhům odpovídající důležitost a cení si více exotických a nepůvodních druhů, například kvůli jejich estetické přitažlivosti (McKinney, 2006). Zapojení obyvatel měst a příměstských oblastí při ochraně nebo obohacování biodiverzity může mít i aplikovanou rovinu, kdy lidé mohou ohrožené a vzácné druhy sami pěstovat na zahradě, vytváření mokřadů, nebo rybníků v městských parcích zase může přilákat některé vodní organismy. Tyto jednoduché myšlenky mohou být v urbánních ekosystémech využity u všech skupin organismů a je velmi důležité, aby si obyvatelé uvědomili, že jejich činnost na úrovni blízkého okolí jejich domova může přispět k výsledkům v mnohem větším měřítku – například k vytvoření biokoridorů umožňujících pohyb taxonů po městském prostředí (Savard et al., 2000). Klíčové je i pochopení významu ochrany biodiverzity obecně, k čemuž je vhodné využít sdělovací prostředky a nevládní ekologické organizace. V České republice existuje například projekt Environmentální vzdělávání, výchova a osvěta, na které meziresortně spolupracuje ministerstvo životního prostředí s ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy – zde jsou hlavní cílovou skupinou žáci a studenti (MŽP, 2005). Pro vznik efektivních opatření při ochraně biodiverzity je třeba spolupráce odborníků z oborů biologie, antropologie, ekonomie, zemědělství, politiky a práva (Kender et al., 2000)

4. Ztráta původní krajiny a její degradace, charakteristické rysy příměstské krajiny

Lidé jsou hlavní složkou dnešní krajiny na Zemi a jednou z jejích nejnápadnějších složek jsou lidská sídla, s jejichž vznikem dochází k úplnému zániku původního ekosystému (Forman, Godron, 1993). Říha (2002) považuje město i vesnice jednoznačně za součást krajiny – lidská sídla jsou podle něj specifickým druhem „hnízdišť“ lidského druhu, která mají svůj metabolismus, energetické, surovinové a informační vstupy, odpady a sociální řád (Říha, 2002). Městské a příměstské oblasti lze díky jejich rozsáhlosti považovat i za samostatnou krajinu. Její postupné osídlování představuje sérii stavů, kdy jsou původní, převážně přírodní podmínky postupně měněny v krajinu, na které jsou patrné stopy silného lidského vlivu (Forman, Godron, 1993). Ztráta tradiční krajiny je jedním z důsledků urbanizace (Cílek, Baše, 2005) a rozrůstání průmyslových objektů, velkoskladišť, složitých komunikací a sídlišť do původně volné krajiny vede ke snižování krajinné diverzity a k estetické degradaci (Cílek et al., 2004).

Příměstská krajina je charakteristická vysokým zastoupením liniových koridorů, spojitost krajinné matrice je minimální. Hodnota mozaikovitosti v těchto oblastech dosahuje svého maxima a bohatství jednotlivých typů krajinných složek je vysoké (jedná se o směsici ploch vzniklých introdukcí a plošek zbytků původní vegetace) (Forman, Godron, 1993). Takto fragmentovaná krajina má výrazně změněnou strukturu oproti svému původnímu stavu, sídlo ztrácí ostré hranice a urbánní plochy, rozšiřující se do okolní krajiny, nejsou spojeny ve funkční celek (Ouředníček et al., 2008). Pro evropskou zemědělskou krajinu byl donedávna charakteristický rozdíl mezi osídlenými plochami a volnou krajinou – bývalo jasné, kde začíná pole a kde les. Od počátku 20. století začíná proces pomalé zástavby krajiny a cena půdy již nehraje větší roli. Stavby pronikají do krajiny a vznikají amorfní plochy, které již nejsou ani sídlem, ani krajinou (Cílek et al., 2004). Nevhodná urbanizace v posledních desetiletích přispívá ke snížení průchodnosti krajiny, úbytku přechodových (ekotonových) ploch, které mají stabilizační funkci a vyznačují se vysokou biodiverzitou, narušení estetické hodnoty krajiny a krajinného rázu (MŽP, 2009). Zahrady předměstských obyvatel většinou pokrývá trávník (Henderson et al., 1998). Na druhou stranu mnoho ploch je, například při výstavbě skladů a logistických areálů, zpevněno (betonem, asfaltem a podobně). V tu chvíli se území stává neobyvatelné pro většinu druhů (McKinney, 2002). Důsledky zpevnění povrchů jsou podrobněji rozepsány v dalších kapitolách. Tyto jevy mají nejen nepříznivé psycho-sociální účinky, ale i negativní ekonomické důsledky. Nezastavěný prostor je v kontextu nahodilé zástavby příměstských oblastí nutné vnímat jako významnou kvalitu volné krajiny (MŽP, 2009).

Krajina ztrácí svůj původní charakter, kulturní, historickou identitu a tzv. „genius loci“ (Ouředníček et al., 2008), její diverzita na regionální úrovni klesá. Takovéto změny v krajině, způsobené její urbanizací, jsou často nevratné (Antrop, 2004). Na toto má vliv i plošně rozsáhlá, čistě účelově budovaná komerční suburbanizace a uniformní, katalogová architektura rodinných domků (Ouředníček et al., 2008). Zároveň jsou tyto domy často postaveny bez jakéhokoli vztahu k venkovnímu prostoru a nemohou tak vytvářet harmonický celek s širším okolím. Venkovní prostor je vnímán jako vedlejší produkt po výstavbě domů, jako něco, co po nich „zbude“ (Hnilička, 2005). Hrozí reálné nebezpečí, že v okolí dálnic a větších měst dopadneme jako v Holandsku či severním Německu – krajina se zaplní různými sklady a rodinnými domky a zmizí pod nimi (Cílek et al., 2004). Suburbanizace je jedním z nejvýznamnějších procesů měnících současnou krajinu (Chuman, Romportl, 2008).

Možnosti omezení negativních dopadů urbanizace krajiny

Ubývání prostoru krajiny lze dobře sledovat na příkladu středních Čech, které jsou fragmentovány neustále zahušťovanou sítí dálnic a silnic. (Cílek, Baše, 2005). Možností, jak tomuto zabránit a minimalizovat trend ztráty krajiny je striktně stanovit zastavitelné a nezastavitelné plochy. Při nerespektování tohoto opatření se pak rozsáhlé části středních Čech budou stále víc stávat jakýmsi urbanizovaným zázemím hlavního města (Cílek et al., 2004).

Rozšiřující se komerční a rezidenční zástavba a infrastruktura stále více mění vzhled a typický charakter české krajiny. Podíl urbánních ploch roste a suburbanizace v současnosti patří k nejvýraznějším krajinným procesům v zázemí měst (Ouředníček et al., 2008). Územní rozvoj byl v České republice v minulosti často ovlivněn neexistencí a postupným dopracováváním územních plánů jednotlivých obcí a ty často až dodatečně reagovaly na připravované investiční záměry (Perlín, 2002). Cílem územního plánování je vytvářet předpoklady pro výstavbu a pro udržitelný rozvoj území, který je v souladu s životním prostředím, hospodářským rozvojem a soudržností společenství obyvatel území a uspokojuje potřeby současné i budoucí generace. Územní plán vydává obec a stanovuje koncepci rozvoje svého území, vymezuje zastavěná a zastavitelná území (včetně určení jejich využití a regulativů s tím spojených), ale stanoví i uspořádání krajiny (Stavební zákon 183/2006 Sb., 2006). Státní program ochrany přírody a krajiny České republiky zmiňuje neopomenutelný vliv územního plánu na uchování krajinného rázu a estetické vyváženosti krajiny a zdůrazňuje nutnost jeho postupné novelizace k umožnění trvale udržitelného hospodaření v krajině (MŽP, 2009).

Územní plán může stanovit limity a regulativy územního rozvoje, zejména s ohledem na zájmy ochrany přírody a přírodních zdrojů (Maier, 2002). Základem je kvalitní systém střednědobého a dlouhodobého plánování, včetně účasti veřejnosti na rozhodovacím procesu. Ve strategiích by měly být striktně určeny hranice pro urbánní rozvoj respektující požadavky krajinné ekologie. Prosazování těchto limitů již v rámci strategií a koncepcí je jedním ze základních předpokladů udržitelného rozvoje (Sýkora, 2002). Obce často nesou důsledky nevhodného urbanistického, ale i architektonického (nejednotnost, nevkusnost) řešení nové výstavby. Vymezení zastavitelného území bývá často naddimenzované, chybí veřejné prostory a veřejná zeleň, výjimkou nejsou ani majetkové spory ohledně komunikací a technických sítí. Většinu problémů se dá předejít právě vhodným územním plánem a dohodou s developerem (Ouředníček et al., 2008).

Pauchard (2006) poukazuje na to, že ačkoli jsou škodlivé důsledky urbanizace na životní prostředí evidentní, projektanti často vidí konečné řešení pouze ve výstavbě městských parků, které v žádném případě nenahrazují funkce přirozených ekosystémů, jež urbanizované území „pohltilo“ (Pauchard et al., 2006). Nástin řešení limitování výstavby představuje Jackson (2002). Tzv. „beauty strips“ neboli ochranná pásma se v územním plánování vyskytují v různé šířce okolo infrastruktury a je na nich částečně nebo úplně omezena výstavba. Tato pásma se při jejich efektivním vymezování mohou stát důležitým regulativem v dalším sídelním a obchodním vývoji. „Green belts“ neboli zelené okruhy chrání zájmy metropole a zajišťuje jí určitou ochranu zejména před zájmy místních samospráv, soukromých objektů a nekontrolovatelným rozvojem. V neposlední řadě umožňuje přístup do přírody a biokoridorové propojení. Takovýto „green belt“ se nachází například kolem Londýna a jeho realizací zde byla omezena výstavba sídel do vzdálenosti asi 50 km okolo města (Jackson, 2002).

Pokud není městské a okolní (venkovské) prostředí vnímáno jako čistě bipolární a příroda není vnímána jako samostatný objekt, ale jako součást městského prostředí (srážky, klima a půda, růst stromů atd., vše se odehrává i ve městě), lze k plánování rozvoje města a jeho interakcí s přírodou použít i jiné koncepce než pouze omezení výstavby. K tomuto přístupu je nutné znát specifické podmínky prostředí, ve kterém se dané sídlo nachází, a snažit se ho zapojit do přírodního procesu tak, aby byl výsledek prospěšný jak pro člověka, tak pro přírodu. V Nizozemí bylo v případě Randstatu (konurbace čtyř největších nizozemských měst – Amsterdamu, Rotterdamu, Haagu a Utrechtu) použito právě restrikce v podobě „čáry“, za kterou se nesmělo dále stavět (zde obklopuje konurbace tzv. „green heart“, omezení výstavby se zde výjimečně netýkalo prostoru kolem sídel, ale střední části konurbace). Toto opatření však nebylo příliš úspěšné, za posledních 25 let se počet domů v oblastech, kde byla výstavba zakázána, zdvojnásobil. Růst domů byl v této oblasti dokonce vyšší (43 %), než v oblastech již existujících urbánních (29 %) a suburbánních (28 %) oblastech. O efektivnosti těchto restriktivních opatření by se tedy dalo diskutovat. Autor představuje v této oblasti dva koncepty řešení, orientované na zapojení ekosystému města do okolní přírody (nebo na zapojení přírody do ekosystému města). V obou je hlavním činitelem voda jako element přírodní a zároveň využitelný člověkem. V „the chaining waters principle“ Tjallingnii navrhuje využít vnější zóny „green heart“ k vybudování sítě jezer, jež by přirozeně čistily a filtrovaly pitnou vodu, která je dnes v konurbaci získávána podstatně nákladnější cestou. Jedná se o promyšlený cirkulační systém, kde jezera tvoří přirozenou hranici osídlení a vytváří přírodní krajinu. „The Amstelveen waters scheme“ je představen podobný koncept, kdy při zlepšení krajinné diverzity v zázemí města (Amstelveen je suburbii Amsterdamu) jsou

jezera a cirkulační systém vody opět využita k přirozené úpravě vody na pitnou. Podobný projekt byl vypracován i pro konurbaci v okolí řeky Emscher v Německu, zde s důrazem na zóny zeleně mezi vyššími koncentracemi osídlení. Tyto projekty jsou významné z hlediska své unikátnosti a jako pilotní studie mohou posloužit jako inspirace pro řešení vztahu městského osídlení a okolního prostředí. Jejich kladem je městské využití přirozených biotopů, které mají zároveň i funkční hodnotu – mokřady jako retenční objekty, řeky a jezera jako přirozené prostředky pro přeměnu kontaminované vody na pitnou a podobně. Tyto přírodní prvky poté tvoří přirozené hranice osídlení a udržují městské prostředí esteticky kvalitní, což je při rozvoji aglomerace žádoucí. Realizace těchto koncepcí je však pro nekonvenčnost řešení značně problematická (Tjallingii, 2000).

Krajinný plán a Environmental Impact Assessment (EIA)

Dalším nástrojem, který by mohl pomoci omezit dopady urbanizace krajiny, je krajinný plán. Ten ale jako samostatný dokument česká legislativa nezná, ačkoli by měl tvořit důležitý podklad pro zpracování samostatného územního plánu (Kyselka, 2002). Jeho potřeba je však čím dál zřetelnější v souvislosti s měnícím se využíváním a funkcí vesnického osídlení, venkovského prostředí, změnami zemědělských kultur a celé krajiny (Storm, 2007). Úlohu krajinného plánu plní regulační plán (Kyselka, 2002), který v řešené ploše stanoví podrobné podmínky pro využití pozemků, pro umístění a prostorové uspořádání staveb, pro ochranu hodnot a charakteru území a pro vytváření příznivého životního prostředí (Stavební zákon 183/2006 Sb., 2006). Tento plán by měl obsahovat konkrétní opatření pro konkrétní území – například protierozní opatření v erozně náchylných lokalitách, vodní hospodářství včetně návrhu protipovodňových opatření, definitivní lokalizaci prvků územního systému ekologické stability, řešení cestní sítě, opatření pro zvýšení rekreační a estetické hodnoty území a obnovení krajinného detailu, regulaci ploch, vymezených pro těžbu nerostných surovin a další (Kyselka, 2002). Krajinný plán by měl obsahovat nejen krajinnou ekologii, ale i krajinný urbanismus, tedy rozmístění urbánních antropických prvků v krajině včetně kompaktních sídel. Krajinný plán nezávislý na územním plánu není vhodným řešením, protože oba obory jsou funkčně, účelově i právně propojeny. K uskutečňování krajinných plánů chybí zákonný podklad, nevyřešená je také právě otázka návaznosti na územní plány, případně regulační plány. Dalším problémem je kromě financování i rozsah řešeného území, protože ucelená část krajiny se obvykle nekryje s katastrálními hranicemi obce. I proto je nutné, aby krajinný plán předcházel územnímu plánu (Storm, 2007).

V rámci realizační fáze navíc musí být u každého nového projektu, tedy i u nové rezidenční, nebo komerční zástavby v zázemí města, provedeno posouzení jeho vlivů na životní prostředí (Environmental Impact Assessment, dále zkráceno EIA). Ochrana životního

prostředí a ekonomický rozvoj nesmějí být oddělovány, environmentální opatření a program integrované ochrany životního prostředí musí být součástí každého projektu (Sýkora, 2002). EIA je komplexní nástroj prevence v oblasti životního prostředí a představuje systematické posouzení možného působení záměrů na životní prostředí dříve, než se začne s jeho realizací (Bajer, Macháček, 2002). Bez závěru procesu EIA nesmí povolující úřad (například stavební) rozhodnout o povolení záměru. U nás je tento proces zakotven v zákoně č. 100/2001 Sb.. Předmětem posuzování jsou stavby nebo změny v jejich užívání, činnosti a technologie. Zákon sehrává ve vztahu ke krajině rozhodující roli v podstatě u každého nového záměru (zejména u staveb „na zelené louce“) týkajícího se změn krajinného rázu, estetické kvality území a podobně (Bajer, Macháček, 2002). Problematickým rysem je fakt, že krajský úřad může rozhodnout o nenutnosti zpracování analýzy EIA a nová výstavba tak může proběhnout bez posouzení jejího vlivu na životní prostředí, což se například v dřívější většině případů výstavby obchodních areálů v zázemí Prahy také děje (Spilková, Šefrna, 2010).

5. Hydrologické poměry urbánních a suburbánních ekosystémů

Kvalita a spotřeba vody

Často se lze setkat s tezí, že urbanizace a nárůst obyvatel je hlavním důvodem zhoršování kvality vody, tedy jejích ukazatelů, jako je teplota, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, fosfáty, nitráty, a další. Urbanizované oblasti mají často vyšší teplotu vody, což znamená menší obsah rozpuštěného kyslíku. V takových vodách probíhají chemické reakce rychleji a rozpouští se v nich více látek. Kyselé vody rozpouští více iontů, včetně těžkých kovů (např. hliník), což ohrožuje život ryb. Fosfáty a nitráty jsou zase agens eutrofizace, který výrazně urychluje růst některých řas, jež spotřebovávají kyslík (Duh et al., 2008). Vyšší produkce fosfátů a nitrátů souvisí se zvýšenou zemědělskou činností, používáním pesticidních přípravků a hnojiv, ale i s nárůstem turismu a rezidenčních objektů (Aelion et al., 1997). Urbanizace však není jediným činitelem, respektive ne sama o sobě. Město je součástí krajiny a procesů se v ní odehrávajících, vzniká v určité civilizaci a kultuře, na konkrétním místě. Polutantů je ve specifických podmínkách každého města jiné množství, morfologie města (a s tím související landuse) je též odlišná. Geomorfologie okolí aglomerace, dostupnost technologií, schopnost je využít a legislativní rámec ochrany životního prostředí také hrají svou roli. Nelze říct, že urbanizace nezhoršuje kvalitu vody, ale míra tohoto znečištění výrazně závisí na výše uvedených okolnostech, je specifická v konkrétních regionech a neroste pouze v závislosti na počtu obyvatel (Duh et al., 2008).

I suburbanizace je potenciálním faktorem kontaminace vody (Aelion et al., 1997). Voda je často znečištěná prachem, těžkými kovy a ropnými látkami. Pokud se dostanou do podzemní vody, ovlivňují kvalitu celého hydrologického systému (Ouředníček et al., 2008). Sprawl zástavba může mít v přepočtu na jednotku plochy menší dopad na kvalitu vody než kompaktní město, ale svou plochou zabírá mnohem větší areál a kontaminuje ji na rozlehlejších územích (Duh et al., 2008). Zásoby podzemní vody nejsou ohroženy jen infiltrací, ale i růstem její spotřeby na plnění bazénů, zavlažování zahrad a pitné účely (Ouředníček et al., 2008). Domácnost, kterou obývají dva lidé, spotřebuje 300 litrů vody za den, dvě domácnosti o jednom člověku spotřebují dohromady 420 litrů. Ve Španělsku vedla vysoká spotřeba vody na zavlažování golfových hřišť ke kontaminaci podzemní vody slanou vodou, na pobřeží mediteránu je zase vysoká spotřeba vody v urbanizovaných oblastech příčinou jejího nedostatku pro závlahu v zemědělství (EEA, 2006).

Odlišnosti v kvalitě vod přírodních a suburbánních jsou často diskutovaným tématem. Studie, provedená v Jižní Karolíně v USA (1997) srovnává z hlediska kvality vody dva potoky – jeden typicky přírodní a druhý výrazně antropogenně ovlivněný suburbii. Jejich povodí jsou od sebe vzdálena cca 1,6 km. Oyster Creek protéká lesem, směsí porostů borovice a listnatých porostů s roztroušenými mokřady. Dog Creek teče suburbii na pobřeží Jižní Karolíny a jeho region je charakterizován omezeným množstvím průmyslových aktivit a velkým počtem nepropustných povrchů (silnice, parkoviště) a jiných jevů typických pro suburbánní výstavbu. V jeho povodí se nachází velké množství septiků, využívaných místními obyvateli. Do obou potoků byly instalovány sondy analyzující kvalitu podzemní vody a data z nich byla opakovaně po dobu delší než rok vyhodnocována. Z obou lokalit byly také odebrány podložní sedimenty. Teplota vody měla u obou potoků téměř podobný průběh, jen amplituda byla, zřejmě kvůli vyššímu stromovému pokryvu, u Oyster Creek nižší. Množství rozpuštěného kyslíku a pH vod bylo v obou případech shodné. V necelé polovině měření prokázal Dog Creek vyšší koncentrace nitrátů, koncentrace amoniaku byla zase vyšší v Oyster Creek, a to v deseti z jedenácti měření. Ze sedimentů byly vyhodnocovány schopnosti denitrifikačních bakterií měnit NO_3^- na NO_2^- a ani v tomto ohledu nebyly mezi zájmovými lokalitami zjištěny významné rozdíly (Aelion et al., 1997). Denitrifikační bakterie využívají kyslík z dusičnanů k dýchání za anaerobních podmínek a redukuje je na plynný dusík. Ten se, pokud není dále využit v tomtéž ekosystému, difuzí přes vodní hladinu vrací do ovzduší. Tento proces je spolu s nitrifikací v těsném vztahu k produkčním procesům ve vodních ekosystémech a uskutečňuje plnou recyklizaci dusíku mezi ovzduším a biotickou složkou ekosystému (Lellák, Kubíček, 1991). I když pobřežní oblasti Jižní Karolíny jsou v současné době masivně urbanizovány, tento vývoj zatím nevede ke zvýšeným

koncentracím nitrátů v podzemních vodách a k jejich snížené samočisticí schopnosti (Aelion et al., 1997). Eutrofizace, tedy zvýšený přísun dusíku a fosforu do vody může být samozřejmě i antropogenní povahy a způsobuje výrazné změny chemicko-fyzikálních vlastností vody i biologického režimu vodních ekosystémů (Lellák, Kubíček, 2001), například masivní růst primárních producentů a narušení potravních řetězců (Smith, Schindler, 2009). Nárůst tohoto ukazatele však v dalším vývoji nelze vyloučit (Aelion et al., 1997).

V jiné studii provedené v USA (2007) byl zájmovým územím 10 000 km² velký areál města Boston v Massachussets, kde v roce 2000 žilo přibližně 5,2 milionu lidí. Od sedmdesátých let 20. století zde dochází, jako v mnoha amerických městech, k obrovskému rozmachu urban sprawlu. Metropolitní část Bostonu populačně ztrácí, zatímco suburbánní a venkovské oblasti zaznamenávají značný populační nárůst (a s tím související nárůst využívané půdy). Počínaje rokem 1970 zde byla do roku 2004 na 37 místech shromažďována data o kvalitě vody, s důrazem na její specifickou vodivost (Jun Tu et al., 2007), která je (kromě teploty) funkcí koncentrace rozpuštěných látek (např. iontů) ve vodě a je jedním z ukazatelů její kvality (Thomas, 1986). Prokázána byla pozitivní korelace mezi hustotou osídlení (dále jen PD – population density) a specifickou vodivostí, procentem zastavěného území (dále jen PDLU – percent developed land used) a specifickou vodivostí. Negativně s touto veličinou koreloval ukazatel zastavěného území v přepočtu na člověka (dále jen PCDLU – per capita developed land used). To znamená, že povodí na tomto území s vysokým PD, PDLU a nízkým PCDLU vykazovala vysoké koncentrace polutantů ve vodě. Specifická vodivost sice od roku 1970 ve většině povodí zájmového území vzrostla, nicméně jádrové město s vyšší PD, PDLU a nižší PCDLU zaznamenalo nižší nárůst specifické vodivosti, naproti tomu suburbánní oblasti s nižší PD a PDLU a vyšší PCDLU vykazaly vyšší nárůst specifické vodivosti. Autor zmiňuje, že na snížení degradace vodních toků v centrálním městě se lze dívat jako na pozitivní efekt suburbanizace (Jun Tu et al., 2007). Tato studie používá odlišnou metodiku než předchozí a její časové rozpětí je zřetelně vyšší. Negativní vliv urban sprawlu na kvalitu vody v zázemí města se v tomto případě podařilo prokázat.

6. Nepropustné povrchy

Nepropustné povrchy a jejich vliv na kvalitu vody a vodní režim

Významným prvkem urbanizovaných oblastí jsou nepropustné povrchy. Jejich množství je považováno za indikátor intenzity urbanistického rozvoje. V kontextu urban sprawlu je jejich zastoupení v krajině pro posouzení jejího „zdraví“ klíčovým faktorem. Zvyšování podílu nepropustných povrchů vede ke změnám jak v kvalitě, tak v množství (Brabec et al., 2002) a průběhu (Booth, Jackson, 1997) odtoku srážkové vody, což vede k degradaci vodních toků a povodí (Brabec et al., 2002). I když nepropustný povrch sám o sobě není zdrojem znečištění (respektive není zdrojem znečištění materiál, ze kterého je tvořen), jeho záporný vliv na kvalitu vody je jednoznačný – zabraňuje vsakování vody do půdy a tím jejímu přirozenému čištění a filtraci (Arnold, Gibbons, 1996, sec. in Brabec et al., 2002). Střechy, silnice, parkoviště a jiné antropogenní povrchy tohoto typu fungují jako rezervoár pro patogeny, těžké kovy, sedimenty a škodlivé chemické látky. Při dešti nebo tání sněhu jsou tyto polutanty spláchnuty do okolních vodotečí, což může mít mimo jiné vliv na kvalitu pitné vody a na zdraví obyvatelstva (Gaffield et al., 2003). Parkoviště, respektive zpevněné povrchy, jsou za deště významnými zdrojovými místy odtoku živin, například fosforu a organického uhlíku (Hope et al., 2003). Jedná se o dvoufázový proces – během suchého období bez srážek dochází na nepropustném povrchu k akumulaci polutantů (pollutant buildup), které jsou poté deštěm smyty (pollutant washoff). Smyté množství závisí na intenzitě a výšce srážek a na intenzitě a množství odtoku (Vaze, Chiew, 2002).

Odtok z těchto zpevněných povrchů je velmi „agresivní“ a výrazně ovlivňuje i okolní oblasti – jednorázově dochází k odtoku většího množství vody a její vyšší rychlosti, okolní nezpevněné povrchy jsou poté erodovány (Scalenghe, Marsan, 2009). S odtékající vodou se přirozeně spolu s částicemi odnášejí také některé rozpustné látky, ztráta minerálních živin povrchovým odtokem tak může být značná. Eroze působí rovněž pohyb semen a jiných rozmnožovacích orgánů půdou, což může být zdrojem nových rostlin v jiných oblastech. Odstraňování hmoty z povrchu půdy vede často k odnesení organických látek, jako je opad a humus, což ponechává minerální půdu nechráněnou vůči srážkám a to dále podporuje erozi (Forman, Godron, 1993). Zároveň je snížena dostupnost vody pro rostliny a voda je odváděna mimo svou přirozenou trasu (Scalenghe, Marsan, 2009). Okapy, strouhy, odpadní kanály a stoky jsou v urbanizovaných oblastech obvykle svedeny přímo do tekoucích vod (Booth, Jackson, 1997), dochází ke změnám vodních poměrů zatrubňováním a umělým odvodům vody z území (Ouředníček et al., 2008). Přírodní toky jsou v mnoha případech napřimovány, prohlubovány a jejich břehy a dna jsou zpevňována betonem. Důsledkem toho je, že po dešti tyto toky déle kulminují a vysoký průtok postupuje korytem rychleji, bez jeho

utlumení, ke kterému by docházelo v přirozeném korytu. Dochází také ke zvýšenému odnosu sedimentů, jejichž množství je navíc zvýšeno absencí odolné vegetace na březích těchto vodotečí. Popsané změny ovlivňují i biotu těchto vod, kdy kvůli změnám v morfologii říčního koryta a povaze sedimentů nejsou například některé druhy ryb schopné přežít (Booth, Jackson, 1997).

Výzkum provedený v německém Lipsku (2007) prokázal vliv nárůstu zastoupení nepropustných povrchů (dále jen NP) na zvýšení povrchového odtoku. Mezi lety 1945 a 2003 vzrostl podíl těchto ploch na území města o 19 %, což je skoro 50 km² (Lipsko má ve srovnání s ostatními městy podobné velikosti, jako Drážďany, Brno, nebo Bratislava, nejvyšší podíl NP). Půda na území města, která není takto zpevněna, vykazuje dobré infiltrační parametry a je schopná pohltit a hromadit poměrně velké množství vody ze srážek. Pokud však zastoupení NP překročí 20 %, dochází ke snížení infiltrace a při více jak 40 – 60 % činí nárůst povrchového odtoku až 200 mm za rok. V této oblasti je průměrný roční úhrn srážek 560 – 580 mm. V oblastech s 80 – 100 % NP činil nárůst povrchového odtoku oproti původním hodnotám až o 450 mm ročně. Více vody z těchto území oteče i kvůli snížené evapotranspiraci, která se s vzrůstajícím podílem NP snižuje (na území s 80 – 100 % NP se jedná také o pokles až 450 mm). Čím menší je tedy plocha NP, tím více zůstává půdy, která je schopna vodu zasáknout a zadržet, a tím menší je problém se zvyšováním povrchového odtoku z těchto území (Haase, Nuissl, 2007).

Zpevňování půd a jejich pokrytí nepropustnými materiály

Městské půdy se od venkovských liší vyšší mírou antropogenního ovlivnění (Biasioli et al., 2006). Zpevňování půdy a její pokrytí materiály, jako je beton, asphalt, sklo, kovy a plasty, je častým projevem urbanizace a výstavby infrastruktury v krajině. Povrch se stává nepropustným a půda pak ztrácí veškeré své ekologické funkce, protože je tak znemožněno propojení s dalšími složkami ekosystému (Scalenghe, Marsan, 2009). Finanční náklady degradace půd v Evropě mohou činit až 56 miliard dolarů, odhaduje se například, že v Německu je v zastavěných oblastech zpevněno 52% půd (EEA, 2006). Blum et al. (2004) definuje pět hlavních funkcí půdy z hlediska lidské společnosti a životního prostředí: produkce potravin a biomasy, retenční funkce, filtrační a transformační funkce, půda jako životní prostředí organismů a jejich genetického poolu a půda jako fyzické a kulturní prostředí pro lidstvo a jako zdroj nerostných surovin (Blum et al., 2004). Tyto funkce půdy jsou důležité jak z hlediska environmentálního, tak z ekonomického a sociálního (Scalenghe, Marsan, 2009). Její hlavní ohrožení spočívá v erozi, poklesu organické hmoty v ní obsažené, kontaminaci, snižování její diverzity, salinizaci, povodních, sesuvech a právě v jejím zpevňování (pokrytí zpevněnými povrchy) a zhutňování (Blum et al., 2004). Zpevnění

půdy má zásadní vliv na tepelný režim – teplo se za normálních okolností ve vertikálním profilu půdy šíří velmi pomalu a její klima je odolné vůči krátkodobým teplotním výkyvům, modifikace povrchové vrstvy však zamezuje výměně tepla s okolní atmosférou. Výsledkem jsou změny v chemických procesech, složení organické hmoty a dalších přirozených vlastnostech půdy. Zhutňování a znemožnění propustnosti půdy různými materiály ve městě vede ke změně lokálního klimatu zvyšováním efektu tepelného ostrova, kdy má aglomerace vzhledem ke svému okolí nižší albedo. Jasným důsledkem nižší nebo úplné nepropustnosti povrchu je ztížení, respektive znemožnění, infiltrace vody do půdy. Spolu s výše uvedenými fakty je zřejmé, že vodní režim půdy je výrazně obměněn (Scalenghe, Marsan, 2009). Zpevněná půda má také nižší akumulaci schopnosti, i když mají srážky možnost se vsáknout, půda dosáhne dříve a častěji bodu úplné saturace vodou (Booth, Jackson, 1997).

S urbanizací krajiny je neodmyslitelně spjata i ztráta přirozené vegetace (a celkové snižování vegetačního pokryvu) (McKinney, 2002). Hustý a trvalý vegetační pokryv nejlépe splňuje požadavky na ochranu půdy před erozními účinky dešťové a tekoucí vody, případně větru. V důsledku činnosti člověka, jako je například stavba silnic, vznikají nechráněné plochy zeminy podléhající erozi, tvoří se různě hluboké erozní rýhy, zanášejí se cestní příkopy, vozovky jsou pokryty tlustým sedimentem (Janeček, 2002).

Půda v městských a příměstských oblastech je kromě jejího zpevnění, zhutňování a pokrývání nepropustnými materiály ovlivněna i jinými následky lidské přítomnosti. Často je masivně kontaminována látkami vznikajícími právě lidskou činností. Hlavními polutanty půd urbánních oblastí jsou emise z průmyslových komplexů a továren, doprava, látky vznikající spalováním fosilních paliv a odpad, jak z domácností, tak průmyslový (Biasioli et al., 2006). Tyto škodlivé látky, jako jsou kyseliny, uhlovodíky, chlorovodíky, těžké kovy a jiné, poté přecházejí do podzemních a povrchových vod a stávají se součástí potravních řetězců (Buzek, 1995). V městských půdách se často vyskytují nadlimitní koncentrace těžkých kovů. Při porovnávání koncentrací těžkých kovů v půdě v italském Turíně (1 milion obyvatel, město s poměrně dlouhou industriální minulostí) byly zjištěny významné rozdíly v koncentracích těžkých kovů mezi vzorky odebranými ve městě a vzorky mimoměstskými. Více jak polovina turínských vzorků překračovala legislativně stanovené limity pro povolenou koncentraci olova, 49 % vzorků nevyhovělo v požadavcích na koncentraci zinku, 27 % vzorků obsahovalo vyšší koncentraci mědi, než povolují italské zákony. Legislativně nevyhověly v 94 % ani koncentrace niklu a v 52 % koncentrace chromu. Mimoměstské vzorky tyto koncentrace nepřekračovaly vůbec (olovo, zinek) nebo jen výjimečně, nejvíce v případě chromu, kde jich nevyhovělo 13 %. Město má též vliv na pH půdy, které zde obvykle dosahuje vyšších hodnot (Biasioli et al., 2006).

7. Úbytek zemědělské půdy

Ačkoli se podíl půdy, který urbánní oblasti zabírají, může zdát malý (v Americe jsou to 3 %), jejich rozvoj se často odehrává na velmi úrodných a produktivních půdách (Imhoff et al., 2004). Velmi často si prostorově rostoucí město a zemědělství konkurují v boji o stejnou půdu, protože zemědělská půda ležící v blízkosti města je zároveň vhodná i pro novou výstavbu (EEA, 2006). Půda samotná je z urbanistického pohledu vlastně územím pro umístění sídel, závodů a komunikací (Buzek, 1995). Zemědělská půda je jeden z nejhodnotnějších neobnovitelných zdrojů a v Evropě je její cena velmi nízká díky vysoké produktivitě zemědělství (Ouředníček et al., 2008), ačkoli číselné vyjádření jejího množství v přepočtu na jednoho obyvatele (včetně lesní půdy) je nepříznivé (Buzek, 1995). Růst měst se v posledních letech odehrával hlavně na úkor zemědělské půdy. Například v oblasti mediteránu byla v devadesátých letech urbanizována 3 % zemědělské půdy (EEA, 2006). S růstem zázemí města tedy ubývá zemědělské půdy, která je nahrazena silnicemi a parkovišti. S dalším nárůstem populace v suburbánních oblastech se dá očekávat další zábor této hodnotné půdy ve prospěch zastavěných ploch (Kahn, 2002).

Tato situace platí i pro okolí Prahy, kde se město rozrůstá právě na úkor jejího dříve zemědělského okolí – a často na půdách té nejvyšší kvality. I když je ztráta zemědělské půdy obecně vnímána jako negativní (nejen kvůli potenciálně menší zemědělské produkci, ale i z hlediska její funkce při retenci vody a fixaci organického uhlíku), pro její ochranu v České Republice nebylo zatím podniknuto téměř nic. Města a městské úřady v případě nové komerční výstavby rozhodují sama o sobě o jejich umístění a neexistující regulační nástroje na státní úrovni způsobují nemožnost jednotného přístupu k problematice územního plánování (Spilková, Šefrna, 2010).

Zemědělský půdní fond

Zemědělský půdní fond (dále jen ZPF) je základním přírodním bohatstvím naší země, nenahraditelným výrobním prostředkem umožňujícím zemědělskou výrobu a je jednou z hlavních složek životního prostředí. Patří do něj orná půda, chmelnice, vinice, zahrady, ovocné sady, louky, pastviny, chovné rybníky, nezemědělská půda potřebná k zajišťování zemědělské výroby, závlahové a odvodňovací systémy, protierozní útvary a půda, která byla a má být nadále zemědělsky obhospodářována, ale dočasně obdělávána není (Zákon o ochraně ZPF 334/1992 Sb., 1992). Pod pojmem zemědělská půda rozumíme tu část ZPF, která je z produkčního hlediska nejvhodnější pro zemědělskou výrobu. Je zpravidla vázána na málo členitý reliéf, jako jsou nížiny a ploché pahorkatiny, s příznivými klimatickými podmínkami. V České republice je vývoj ZPF nepříznivý, protože se snižuje výměra zemědělské půdy, a to nejen kvantitativně, ale je znehodnocována také kvalitativně,

například právě znečišťováním (Buzek, 1995) nebo erozí (Forman, Godron, 1993). Ztráta zemědělské půdy (spolu s nízkou hustotou osídlení a zástavby, ztrátou biotopů vnitřních částí lesa a s tím související fragmentací, ztrátou přírodních mokřadů a přírůstkem nepropustných povrchů) je považována za typický indikátor urban sprawlu (Hasse, Lathrop, 2003).

Vyjímání půdy ze ZPF za účelem nové výstavby

Zemědělská půda je klíčový zdroj, bez kterého se žádná země neobejde. Často je však pohlcena nejrůznějšími skladovými, obchodními či průmyslovými areály (Bursík, 2008 sec. in: Kašpar, 2008) a v urbanizovaných oblastech ztrácí své nezastupitelné postavení. Na periferii Prahy se nacházejí lokality, které jsou pro své geomorfologické charakteristiky (rovinný reliéf) a dobrou dopravní dostupnost pro investory vysoce atraktivní. Ti velmi často disponují velkým kapitálem a mohou si dovolit zaplatit jak vysokou cenu půdy, tak poplatky za její odejmutí ze ZPF (Spilková, Šefrna, 2010), ačkoli zákon jasně stanovuje, že pro zemědělské účely je nutné použít především nezemědělskou půdu, zejména nezastavěné nebo nedostatečně využitě plochy v zastavěném území nebo na nezastavěných plochách stavebních pozemků. Při nutnosti odnětí půdy ze ZPF je nutné co nejméně narušovat jeho organizaci, hydrologické a odtokové poměry a odnímat jen nejnutnější plochu. Investoři jsou povinni se při zakládání staveb řídit zásadami ochrany ZPF (Zákon o ochraně ZPF 334/1992 Sb., 1992). Před odnětím půdy ze ZPF je také nutné posoudit dosavadní využití ploch nezemědělské půdy v řešeném území, především nezastavěných a nedostatečně využitých pozemků v současně zastavěném území obce a využití ploch, které byly již ze ZPF vyňaty (Metodický pokyn MŽP, 1996). V Praze a jejím okolí, respektive v celé České republice (Kašpar, 2008), taková území existují (brownfields apod.), přesto se většina nové výstavby odehrává na zelené louce (Čílek, Baše, 2005; Spilková, Šefrna, 2010). Dochází tak k masivním záborům kvalitních půd v rovinatých oblastech, tyto plochy jsou často vybetonovány a půda ztrácí svůj původní účel (Kašpar, 2008). Zemědělskou půdu je nutné před těmito záměry chránit a nezastavovat snadno obdělávatelné pozemky se snadnou dostupností, často na vysoce úrodných půdách (Ouředníček et al., 2008).

Ministerstvo životního prostředí novelou zákona z roku 1992 o ochraně ZPF stanovilo v roce 2008 významně vyšší sazby za odnětí půd I. a II. třídy ochrany ze ZPF. Ke změnám došlo i v administrativní oblasti: o vynětí půdy ze ZPF do výměry 1 ha budou nyní rozhodovat obce s rozšířenou působností, krajské úřady budou tato rozhodnutí vydávat u pozemků do velikosti 10 ha. U větších pozemků bude orgánem ochrany ZPF Ministerstvo životního prostředí ČR (Kašpar, 2008). Posouzení efektivity zmíněného opatření je však nad odborný rámec této práce.

Půdní bonita a třídy ochrany ZPF

Pro kvalitativní a kvantitativní zhodnocení záboru zemědělské půdy lze využít bonitované půdně ekologické jednotky. Tyto tzv. BPEJ (jedná se o pětimístný číselný kód) byly vytvořeny mezi lety 1970 a 1980 na základě podrobného mapování zemědělské půdy a s vysokou přesností informují o fyzicko-chemických vlastnostech půdy, klimatických podmínkách stanoviště a jeho reliéfu, včetně sklonitosti a expozice (Spilková, Šefrna, 2010). Bonitační klasifikace byla zpracována pro zemědělskou půdu jako celek. Vyjadřuje proto základní agroekologické faktory, potřebné pro hodnocení jak orné půdy a trvalých travních porostů (dříve luk a pastvin), tak i ostatních speciálních druhů pozemků (chmelnic, vinic, ovocných sadů a zahrad) (Kuba, 2004). Pomocí databáze BPEJ se vyjadřují kvalitativní vlastnosti pozemků, například informace nezbytné při ochraně přírodních složek životního prostředí, především půdy a vody – mimo jiné schopnost odolávat erozním a degradačním procesům, jako jsou okyselování, úbytek organické hmoty, zhutňování a kontaminace. Z databáze BPEJ se vychází i při organizaci, ekostabilizaci a využití území při územně plánovací činnosti a pozemkových úpravách. Celostátní bonitační databáze zemědělských půd je soubor údajů, který hraje nezastupitelnou úlohu také při stanovení úředních cen a daně ze zemědělských pozemků. Tato úřední cena je stanovena na základě čistého výnosu na m², stanoveného pro jednotlivé BPEJ. Tato cena není konečná a je upravována podle dalších vlivů (Kuba, 2004). Ovlivňuje ji například poptávka na trhu, blízkost velkého města (v zázemí rozsáhlejší aglomerace může tato cena vzrůst na deseti- až padesátinásobek své původní hodnoty) (Spilková, Šefrna, 2010) nebo dopravní dostupnost, stupeň ochrany území, na němž se pozemek nachází, jeho imisní zatíženost a další faktory. Úřední ceny zemědělských pozemků jsou ve své podstatě hypotetické ceny, které by měly do značné míry odrážet předpokládané tržní podmínky. Zatím tomu tak u nás není a tržní cena se řídí tvrdým zákonem nabídky a poptávky (Kuba, 2004).

BPEJ jsou jednotně vedeny v číselném a mapovém vyjádření v celostátní databázi BPEJ. Vedení a aktualizace databáze je zajišťována Ministerstvem zemědělství ČR prostřednictvím jeho odborné organizace – Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy se sídlem v Praze (Ministerstvo zemědělství, 1998). Kód BPEJ lze zjistit z katastru nemovitostí a jednotlivé BPEJ jsou zařazeny do tříd ochrany zemědělského fondu. Dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí České republiky k odnímání půdy ze zemědělského půdního fondu (1996) je stanoveno pět tříd ochrany ZPF.

Výzkum záboru půd v zájmovém území

Charakteristika zájmového území

Zájmovým územím této práce je okolí dálnice D1 z Prahy do Brna, kde se dá dle literatury (Chuman, Romportl, 2008; Perlín, 2002; Cílek et al., 2004 a jiní autoři) předpokládat vysoký výskyt suburbánního rozvoje. Zájmové území je ohraničeno vnějšími administrativními hranicemi Prahy, Brna a 1 km vzdáleností na obou stranách dálnice D1. Cílem tohoto výzkumu je prokázat vliv významného liniového prvku na okolí v oblasti výstavby komerčních a skladovacích areálů v důsledku výhodné logistické pozice. K vysoké koncentraci komerčního suburbánního rozvoje přispívá v tomto území kromě dálnice samotné i hlavní město Praha, v jehož zázemí probíhá suburbánní rozvoj nejintenzivněji (Chuman, Romportl, 2008; Perlín, 2002), a fakt, že komunikace prochází v blízkosti několika dalších měst, ve kterých se služby přesouvají do jejich zázemí. Rozloha samotné dálnice D1 se může zdát v podstatě zanedbatelná, neboť se jedná o liniový prvek, ale kromě toho, že její výstavba vede k fragmentaci území, destrukci životního prostředí organismů, narušení územních systémů ekologické stability a dalším škodlivým vlivům (viz. výše), komunikace na sebe navazuje další výstavbu a celkový zábor půdy v důsledku výstavby dálnice není omezen pouze na samotnou plochu silnice. Výstavba komerčních a skladovacích areálů se často realizuje na úkor kvalitních zemědělských půd (Kahn, 2002; Spilková, Šefrna, 2010) a její povaha je z hlediska rozlohy značně neefektivní (Hnilička, 2005). V zájmovém území bude zjištěn rozsah záboru půd komerční suburbanizací – kvantifikován bude zábor jednotlivých půdních typů.

Metodika

V geografickém informačním systému ArcGIS byla vektorizována plocha dálnice D1 a na základě této vrstvy byl vymezen buffer ve vzdálenosti jednoho kilometru. Tento buffer byl ohraničen z jedné strany administrativními hranicemi hlavního města Prahy a z druhé strany administrativními hranicemi statutárního města Brno. Nejmenší mapovanou jednotkou byly zastřešené plochy o velikosti 100 m². Pokud se v areálu objektů nacházely menší budovy, byly vektorizovány jako součást kategorie 4 (zpevněné nezastřešené plochy), kterou jsou obklopeny. Pokud se plochy menší, než 100 m² (zastřešené i nezastřešené) nacházely mimo komerční areál, nebyly do výzkumu zahrnuty.

V zájmovém území bylo zvoleno 5 kategorií pro vektorizaci na základě ortofota z mapového serveru České informační agentury životního prostředí CENIA. Jedná se o tyto kategorie:

1) Motoresty, čerpací stanice a s nimi související parkoviště a odpočívadla jako infrastruktura samotné dálnice D1 (obr. 1)



Obr. 1: Kategorie 1, benzínová pumpa u obce Bělčice (zdroj: Google, 2010)

V kategorii 1 nejsou rozlišeny zastřešené a nezastřešené plochy, neboť tato kategorie vyjadřuje pouze zábor ploch, související s dálniční infrastrukturou.

2) Komerční budovy typu nákupního střediska, prodejny a zábavních prostorů – zastřešené plochy (obr. 2)



Obr. 2: Kategorie 2, komerční zóna Čestlice (zdroj: Google, 2010)

V kategorii 2 jsou zahrnuty všechny budovy, ve kterých je nabízena jiná, než skladní služba (prodejní místa, výroba a související služby) a kancelářské budovy. Může se tedy jednat o

nákupní centrum, aquapark, výrobu stavebních materiálů apod. V této kategorii jsou obsaženy i všechny budovy v jejich areálech.

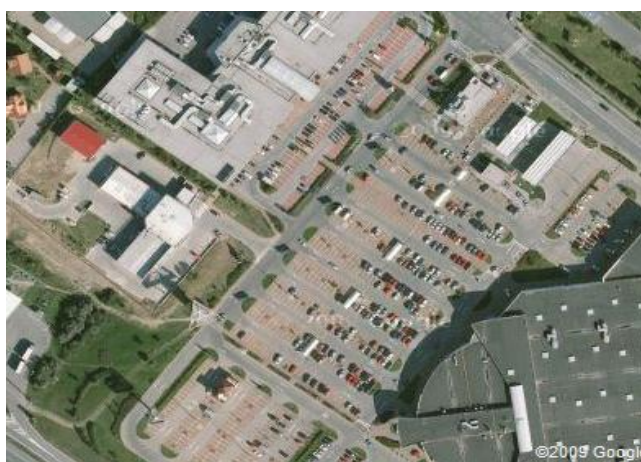
3) Komerční budovy typu skladiště – zastřešené plochy (obr. 3)



Obr. 3: Kategorie 3, skladový areál v obci Doubravice (zdroj: Google, 2010)

V kategorii 3 (komerční budovy typu skladiště – zastřešené plochy) jsou obsaženy velkokapacitní skladové prostory a budovy v jejich areálu. Rozlišení těchto budov bylo provedeno z ortofota na základě typického tvaru (viz. obr. 3), horizontálního dopravního značení v areálu a přítomnosti nakládkových plošin.

4) Betonové a asfaltové zpevněné nezastřešené povrchy, související s komerční zástavbou – parkoviště, překladiště a jiné zpevněné plochy komerčních a skladových areálů (obr. 4)



Obr. 4: Kategorie 4, parkoviště v komerční zóně Čestlice (zdroj: Google, 2010)

Kategorie 4 představuje veškeré nepropustné nezastřešené povrchy areálů kategorií 2 a 3, včetně komunikací na jejich pozemku. V této kategorii jsou obsaženy pouze povrchy, pokryté

dalším, zpevňujícím materiálem. Povrchy bez vegetace, znehodnocené stavební technikou (v okolí komerčních areálů), mohly být v době pořízení ortofota buď připraveny k další výstavbě, nebo mohly být ponechány v současném stavu. Jejich další využití není z ortofota zřejmé, proto jsem se rozhodl je do výzkumu nezahrnovat.

5) Zemědělské, průmyslové a malovýrobní areály, areály s nejasně prokazatelnou vazbou na suburbanizační proces (obr. 5)



Obr. 5: Kategorie 5, zemědělsko-výrobní areál u obce Koberovice (zdroj: Google, 2010)

Kategorie 5 jsou areály, nacházející se v zájmovém území převážně v blízkosti menších obcí. Od objektů kategorie 2, 3 a 4 se zásadně liší tvarem a strukturou areálů. Jejich charakter je od typických suburbánních komplexů odlišný, ale dle polohy těžší z blízkosti dálnice a stejně jako objekty předchozích kategorií se koncentrují do komplexů. Jedná se v podstatě o doplňkovou kategorii s omezenou vazbou na proces komerční suburbanizace. V této kategorii nejsou rozlišeny zastřešené a nezastřešené plochy.

K identifikaci objektů, jejichž využití není z ortofota na první pohled zřejmé, byl použit server Google, kde lze na základě dotazu na objekt zobrazovaný na mapě zjistit jeho majitele, případně firmu, která v objektu sídlí. Při určování kategorie objektů (zejména při zařazování objektů do kategorie 5), u kterých nebylo možné tyto údaje zjistit, rozhodovaly vizuální charakteristiky – podíl zpevněných ploch okolo budovy a v areálu, přítomnost zpevněné komunikace od komplexu k dálnici D1, tvar budovy a její střechy, spojení budov do komplexů, poloha objektu vůči sídlu a ostatním areálům, typ sídla (město nebo vesnice) a podobnost s ostatními budovami a areály v kategorii.

Ke zjištění záboru půd v zájmovém území byl využit shapefile BPEJ, získaný od Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy (VÚMOP). Tato vrstva byla protnuta vrstvami výše popsaných pěti kategorií a na základě jejich kolizí byly zjištěny zastavěné půdní typy a

třídy ochrany ZPF (vrstva BPEJ byla oříznuta kategoriemi 1 – 5 a atributová tabulka každé vrstvy byla vyexportována do programu Microsoft Office Excel, kde byla ke každému polygonu přiřazena kategorie půdního typu a třídy ochrany ZPF).

Dle vyhlášky ministerstva zemědělství (1998), kterou se stanoví charakteristika bonitovaných půdně ekologických jednotek a postup pro jejich vedení a aktualizaci a dle VÚMOP (2010) byly BPEJ (resp. hlavní půdní jednotky z kódu BPEJ) rozřazeny do následujících třinácti skupin půdních typů:

1. Skupina půd převážně černozemního charakteru
2. Skupina hnědozemí
3. Skupina luvizemí
4. Skupina půd rendzin a pararendzin
5. Skupina půd na písčích a štěrkopísčích a substrátech jim podobných, včetně slabě oglejených variet (regozemě)
6. Skupina kambizemí
7. Skupina silně kyselých půd mírně chladné a chladné oblasti (kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly)
8. Skupina mělkých půd - kambizemě, rankery, litozemě
9. Skupina půd velmi sklonitých poloh
10. Skupina oglejených (mramorovaných) půd – pseudogleje
11. Skupina půd nivních poloh – fluvizemě
12. Skupina lužních půd – černic
13. Skupina hydromorfních půd – gleje a katény

Pro každou skupinu byl zjištěn celkový zábor v zájmovém území a zábor jednotlivými kategoriemi objektů komerční suburbanizace. Dále byl dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí České republiky k odnímání půdy ze zemědělského půdního fondu (1996) kvantifikován zábor jednotlivých tříd ochrany zemědělského půdního fondu.

Výsledky

Zábor území jednotlivými kategoriemi

Na celkové ploše 37099,3 ha (371 km²) zájmového území bylo zvektorizováno celkem 535,8 ha (5,36 km²) objektů a areálů, což je něco přes 1,4% rozlohy ze studovaného území kolem dálnice D1. Z toho přibližně 27,2 % tvoří kategorie 5 (zemědělské, průmyslové a malovýrobní areály, areály s nejasně prokazatelnou vazbou na suburbanizační proces) a 7,7 % kategorie 1, která představuje motoresty a benzínové pumpy – infrastrukturu dálnice. Zbývajících 65,1 % bylo posouzeno jako objekty a areály komerční suburbanizace (viz metodika). Liniový zábor plochy samotné dálnice činí 574,1 ha (5,74 km²) a spolu s kategorií motorestů a odpočívadel se jedná o 615,4 ha (6,15 km²).

V kategorii 2 (komerční budovy typu nákupního střediska, prodejny a zábavních prostorů – zastřešené plochy) byl zjištěn celkový zábor půd v rozsahu 76,08 ha, v kategorii 3 (komerční budovy typu skladiště – zastřešené plochy) 59,58 ha. Zastřešené plochy tedy v zájmovém území zabírají 135,65 ha (zaokrouhlo na dvě desetinná místa), tzn. 25,3 % ze všech ploch celkem. Naproti tomu nezastřešené zpevněné plochy zabírají 213,29 ha, tedy 39,8 % všech ploch celkem. Pokud bychom z důvodu stoprocentní jistoty ohledně vazby na proces komerční suburbanizace vynechali kategorie 1 (motoresty, čerpací stanice a s nimi související parkoviště a odpočívadla jako infrastruktura samotné dálnice D1) a 5 (zemědělské, průmyslové a malovýrobní areály, areály s nejasně prokazatelnou vazbou na suburbanizační proces), jednalo by se celkem o 348,94 ha komerčních objektů a areálů, z nichž 38,9 % by připadalo na zastřešené plochy a 61,1% na nezastřešené, zpevněné plochy. Budovy a areály kategorie 5 (zemědělské, průmyslové a malovýrobní areály, areály s nejasně prokazatelnou vazbou na suburbanizační proces) mají v zájmovém území celkovou rozlohu 145,59 ha (27,2 %). Více informací o rozlohách jednotlivých kategorií lze nalézt v tabulkách 2 – 9.

Zastavěné, resp. zpevněné, půdní typy a třídy ochrany ZPF

V zájmovém území se komerční suburbánní výstavba nerealizuje na půdních typech skupin 4 (rendziny a pararendziny; tato skupina půdních typů se v zájmovém území nevyskytuje vůbec), 5 (půdy na píscích a štěrkopíscích a substrátech jim podobných, včetně slabě oglejených variet – regozemě) a 12 (lužní půdy – černice). Nejčastěji zastavovaným půdním typem v okolí dálnice D1 jsou kambizemě, kterých je zde zabráno 242,8 ha, což tvoří 45,3 % všech komerční suburbanizací zastavěných půdních typů (pokud opět vynecháme kategorie 1 a 5, jedná se o 150,05 ha, tedy 43 %). Z celého zájmového území je zastavěno 0,97 % kambizemí (resp. 0,6 % při nezapočítání kategorií 1 a 5). Dále jsou často zastavovány oglejené půdy – pseudogleje (16,6 %, resp. 16,5 % při vynechání kategorií 1 a 5), luvizemě

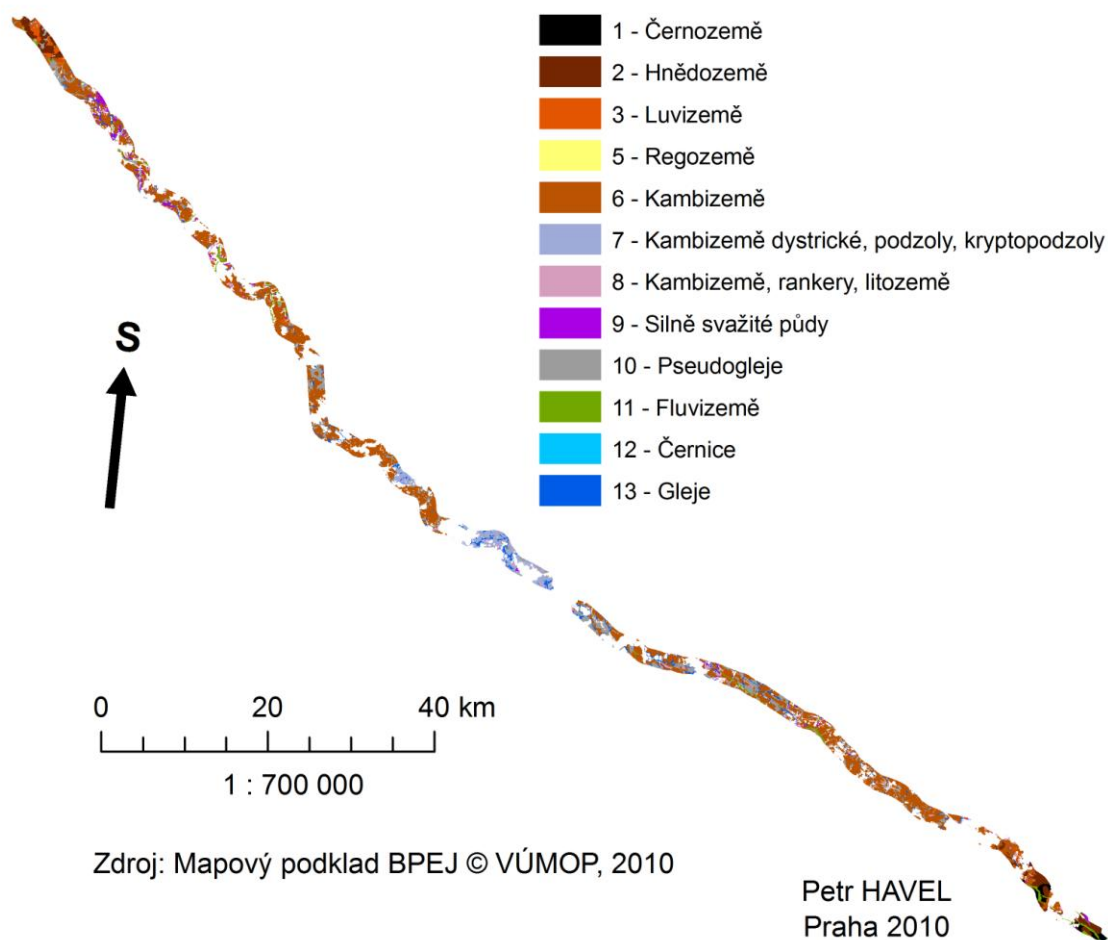
(13,6 %, resp. 20,4 %) a hnědozemě (12,3 %, resp. 15 %). Z celého zájmového území je celkem zabráno 2,15 % bonitovaných půdních typů (nejedná se o procento celkového záboru půd v zájmovém území; půdní bonitace na některých místech zájmového území chybí), resp. 1,4 %, pokud vynecháme kategorii 1 (motořestý a čerpací stanice) a 5 (zemědělské areály s omezenou vazbou na suburbanizační proces). Více informací o záboru skupin půdních typů jednotlivými kategoriemi suburbánní výstavby lze nalézt v tabulkách 1 – 9.

25,6 % veškerých půd, znehodnocených výstavbou komerčních budov a areálů v zájmovém území náleží do 1. třídy ochrany ZPF, 38,9 % výstavby se realizuje na úkor půd 2. třídy ochrany ZPF. Dohromady se jedná o 345,46 ha (64,5 %). 22 % objektů a areálů je vystavěno na půdách 3. třídy ochrany ZPF. Pouze 13,3 % zastavěných a zpevněných půd patří do 4. (6,2 %) a 5. (7,2 %) třídy ochrany ZPF. Nejčastěji zastavovanou třídou ochrany ZPF je tedy druhá třída (0,84 % 2. třídy ochrany z celého zájmového území je zastaveno; pokud vynecháme kategorii 1 a 5, tedy kategorie motořestů, benzínových pump a zemědělských areálů s omezenou vazbou na proces komerční suburbanizace, jedná se o 0,57 %). Celkem je v zájmovém území zabráno 2,16 % půd všech tříd ochrany ZPF (resp. 1,4 % bez kategorií 1 a 5). V zájmovém území se nacházely i BPEJ, které nebyly dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí České republiky k odnímání půdy ze zemědělského půdního fondu (1996) zařazeny do žádné třídy ochrany ZPF (0,69 % všech bonitovaných půdních jednotek v zájmovém území). Více informací ohledně záboru tříd ochrany ZPF lze nalézt v tabulkách 1 – 9.

Půdní poměry zájmového území zobrazuje mapa „Skupiny půdních typů v zájmovém území v roce 2010“ na straně 44. Celkové rozlohy skupin půdních typů a tříd ochrany v zájmovém území a jejich zábor komerční suburbánní výstavbou jsou vyjádřeny v tabulce 1.

Hodnoty v hektarech jsou v tabulkách zaokrouhleny na dvě desetinná místa, hodnoty v procentech jsou zaokrouhleny na jedno desetinné místo (v případě hodnoty nižší, než je 1 %, jsou hodnoty zaokrouhleny na dvě desetinná místa).

SKUPINY PŮDNÍCH TYPŮ v zájmovém území v roce 2010



Tabulka 1 – Půdní poměry a zábor půd v zájmovém území

| Skupiny půdních typů | ROZLOHA V ZÁJM. ÚZEMÍ | | ZABRÁNO VŠEMI KATEGORIEMI | | ZABRÁNO KATEGORIEMI 2,3,4 | |
|--|-----------------------|------------------|---------------------------|------------------|---------------------------|------------------|
| | ha | % ze zájm. území | ha | % ze zájm. území | ha | % ze zájm. území |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 362,03 | 1,5 | 4,04 | 0,02 | 0 | 0 |
| 2. Hnědozemě | 1446,33 | 5,8 | 65,67 | 0,263 | 52,28 | 0,21 |
| 3. Luvizemě | 520,44 | 2,1 | 72,63 | 0,29 | 71,33 | 0,29 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 11,67 | 0,05 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 14140,09 | 56,7 | 242,8 | 0,97 | 150,05 | 0,6 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 1336,069 | 5,36 | 7,49 | 0,03 | 0 | 0 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 910,89 | 3,7 | 15,13 | 0,06 | 9,44 | 0,04 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 601,11 | 2,4 | 1,38 | 0,05 | 0 | 0 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 3445,3 | 13,8 | 88,69 | 0,36 | 57,63 | 0,23 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 693,77 | 2,8 | 29,38 | 0,12 | 3,22 | 0,01 |
| 12. Lužní půdy – černice | 6,96 | 0,03 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfnní půdy – gleje a katény | 1465,925 | 5,9 | 8,63 | 0,03 | 5 | 0,02 |
| CELKEM | 24943,46 | 100 | 535,83 | 2,15 | 348,94 | 1,4 |
| Třídy ochrany ZPF | ha | % ze zájm. území | ha | % ze zájm. území | ha | % ze zájm. území |
| I. třída | 5149,74 | 20,8 | 136,98 | 0,55 | 92,29 | 0,37 |
| II. třída | 6283,79 | 25,4 | 208,38 | 0,84 | 140,21 | 0,57 |
| III. třída | 6022,39 | 24,3 | 118,85 | 0,48 | 77,56 | 0,31 |
| IV. třída | 2944,9 | 11,9 | 33,34 | 0,13 | 23,2 | 0,09 |
| V. třída | 4371,78 | 17,6 | 38,28 | 0,15 | 15,68 | 0,06 |
| CELKEM | 24772,61 | 100 | 535,83 | 2,16 | 348,94 | 1,4 |

Tabulka 2 – Zábor půd a tříd ochrany ZPF v zájmovém území

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ | 535,83 | 100 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 4,04 | 0,8 |
| 2. Hnědozemě | 65,67 | 12,3 |
| 3. Luvizemě | 72,63 | 13,6 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 242,8 | 45,3 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 7,49 | 1,4 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 15,13 | 2,8 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 1,38 | 0,3 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 88,69 | 16,6 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 29,38 | 5,5 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfní půdy – gleje a katény | 8,63 | 1,6 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 136,98 | 25,6 |
| II. třída | 208,38 | 38,9 |
| III. třída | 118,85 | 22,2 |
| IV. třída | 33,34 | 6,2 |
| V. třída | 38,28 | 7,1 |

Tabulka 3 - Kategorie 1 – Zábor půd a tříd ochrany ZPF

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V KATEGORII 1 | 41,3 | 7,7 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 0 | 0 |
| 2. Hnědozemě | 6,83 | 16,5 |
| 3. Luvizemě | 0,08 | 0,2 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 19,13 | 46,3 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 5,62 | 13,6 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 3,69 | 8,9 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 1,38 | 3,3 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 4,54 | 11 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 0 | 0 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfní půdy – gleje a katény | 0,01 | 0,03 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 3,31 | 8 |
| II. třída | 15,09 | 36,5 |
| III. třída | 6,48 | 15,7 |
| IV. třída | 9,27 | 22,4 |
| V. třída | 17,3 | 17,3 |

Tabulka 4 – Kategorie 2 – Zábor půd a tříd ochrany ZPF

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V KATEGORII 2 | 76,08 | 14,2 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 0 | 0 |
| 2. Hnědozemě | 10,76 | 14,1 |
| 3. Luvizemě | 15,52 | 20,4 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 26,7 | 35,1 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 0 | 0 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 3,82 | 5,03 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 0 | 0 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 17,34 | 22,8 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 0,88 | 1,1 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfní půdy – gleje a katény | 1,05 | 1,4 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 19,47 | 25,6 |
| II. třída | 24,19 | 31,8 |
| III. třída | 22,59 | 29,7 |
| IV. třída | 4,7 | 6,2 |
| V. třída | 5,13 | 6,7 |

Tabulka 5 – Kategorie 3 – Zábor půd a tříd ochrany ZPF

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V KATEGORII 3 | 59,58 | 11,1 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 0 | 0 |
| 2. Hnědozemě | 6,73 | 11,3 |
| 3. Luvizemě | 12,76 | 21,42 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 31,76 | 53,3 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 0 | 0 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 0 | 0 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 0 | 0 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 7,64 | 12,8 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 0 | 0 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfní půdy – gleje a katény | 0,67 | 1,1 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 9,54 | 16 |
| II. třída | 33,74 | 56,6 |
| III. třída | 11,91 | 20 |
| IV. třída | 3,71 | 6,2 |
| V. třída | 0,67 | 1,1 |

Tabulka 6 – Kategorie 4 – Zábor půd a tříd ochrany ZPF

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V KATEGORII 4 | 213,29 | 39,8 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 0 | 0 |
| 2. Hnědozemě | 34,79 | 16,3 |
| 3. Luvizemě | 43,05 | 20,2 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 91,59 | 42,9 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 0 | 0 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 5,61 | 2,6 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 0 | 0 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 32,64 | 15,3 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 2,34 | 1,1 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfní půdy – gleje a katény | 3,27 | 1,53 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 63,29 | 29,7 |
| II. třída | 82,29 | 38,6 |
| III. třída | 43,05 | 20,2 |
| IV. třída | 14,78 | 6,9 |
| V. třída | 9,88 | 4,6 |

Tabulka 7 – Kategorie 5 – Zábor půd a tříd ochrany ZPF

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V KATEGORII 5 | 145,59 | 27,2 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 4,04 | 2,8 |
| 2. Hnědozemě | 6,56 | 4,5 |
| 3. Luvizemě | 1,21 | 0,8 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 73,62 | 50,6 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 1,86 | 1,3 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 2 | 1,4 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 0,002 | 0,001 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 26,52 | 18,2 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 26,16 | 18 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfní půdy – gleje a katény | 3,61 | 2,5 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 41,38 | 28,4 |
| II. třída | 53,07 | 36,5 |
| III. třída | 34,82 | 23,9 |
| IV. třída | 0,88 | 0,6 |
| V. třída | 15,45 | 10,6 |

Tabulka 8 – Zastřešené plochy (Kateg. 2 a 3) – Zábor půd a tříd ochrany ZPF

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V KATEGORIÍCH 2 A 3 | 135,65 | 25,3 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 0 | 0 |
| 2. Hnědozemě | 17,49 | 12,9 |
| 3. Luvizemě | 28,28 | 20,9 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 58,46 | 43,1 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 0 | 0 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 3,83 | 2,82 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 0 | 0 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 24,98 | 18,4 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 0,88 | 0,7 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfnní půdy – gleje a katény | 1,73 | 1,3 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 29 | 21,4 |
| II. třída | 57,93 | 42,7 |
| III. třída | 34,5 | 25,4 |
| IV. třída | 8,42 | 6,2 |
| V. třída | 5,8 | 4,3 |

Tabulka 9 – Kategorie 2, 3, 4 – Zábor půd a tříd ochrany ZPF

| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
|--|--------------------------------|-------------------------------|
| CELKEM V KATEGORIÍCH 2, 3, 4 | 348,94 | 65,1 |
| ZABRANÉ PŮDNÍ TYPY | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| 1. Půdy převážně černozemního charakteru | 0 | 0 |
| 2. Hnědozemě | 52,28 | 15 |
| 3. Luvizemě | 71,33 | 20,4 |
| 4. Rendziny a pararendziny | 0 | 0 |
| 5. Půdy na píscích, štěrkopíscích a podobných substrátech, vč. slabě oglejených variet (regozemě) | 0 | 0 |
| 6. Kambizemě | 150,05 | 43 |
| 7. Silně kyselé půdy mírně chladných a chladných oblastí - kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly | 0 | 0 |
| 8. Mělké půdy – kambizemě, rankery, litozemě | 9,44 | 2,7 |
| 9. Půdy velmi sklonitých ploch | 0 | 0 |
| 10. Oglejené půdy – pseudogleje | 57,63 | 16,5 |
| 11. Nivní půdy – fluvizemě | 3,22 | 0,9 |
| 12. Lužní půdy – černice | 0 | 0 |
| 13. Hydromorfní půdy – gleje a katény | 5 | 1,43 |
| ZABRANÉ TŘÍDY OCHRANY ZPF | | |
| | Zabraná plocha [ha] | Zabraná plocha [%] |
| I. třída | 92,29 | 26,4 |
| II. třída | 140,21 | 40,2 |
| III. třída | 77,56 | 22,2 |
| IV. třída | 23,2 | 6,6 |
| V. třída | 15,68 | 4,5 |

Prostorové rozložení výstavby

Při zkoumání leteckých snímků v zájmovém území lze vysledovat určité zákonitosti v prostorovém rozložení objektů a areálů komerční suburbanizace. Ta má tendenci se koncentrovat v oblastech, kde se dálnice D1 kříží s jinou významnou komunikací a v zázemí měst, v jejichž blízkosti D1 prochází (viz obr. 6, 7, 8, 9), což potvrzuje poznatky z použité literatury. Nejrozsáhlejší komplexy se rozkládají v obcích v zázemí Prahy (Čestlice a Modletice, viz mapová příloha 1 a 2). Významné oblasti komerčního suburbánního rozvoje lze nalézt i u obce Humpolec (viz mapová příloha 3), Velkého Meziříčí, nebo Jihlavy. V zájmovém území lze nalézt samostatně stojící objekty, i komplexy skladišť, obchodů a kanceláří. Celkové rozložení komerční suburbanizace v zájmovém území a místa jejich vysoké koncentrace znázorňuje mapa „Komerční výstavba v roce 2010“ na straně 55.



Obr. 6: Komerční areál v obci Humpolec u křížení D1 s komunikací E551 směr Pelhřimov

Obr. 7: Křížení D1 s komunikací E59 u Jihlavy



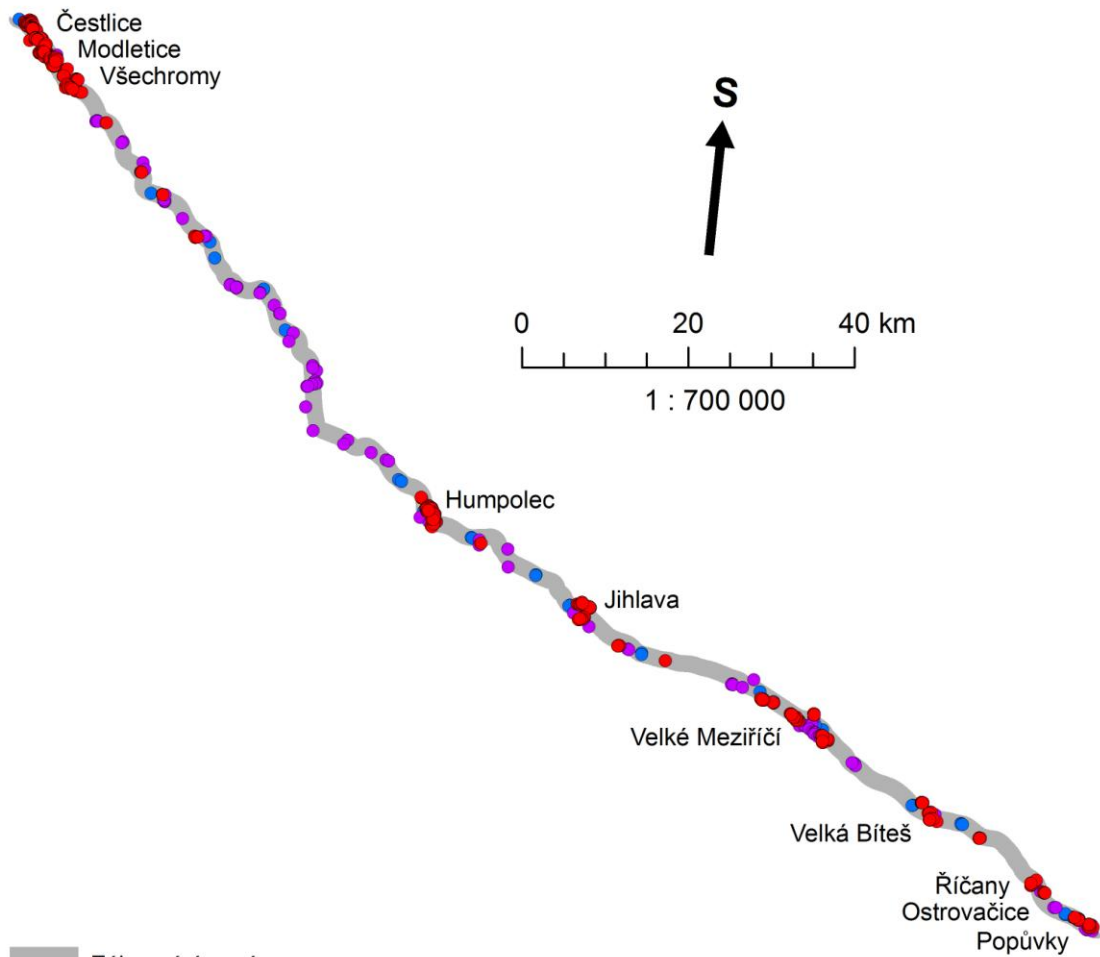
Obr. 8: Křížení D1 se silnicí 399 směr Náměšť nad Oslavou jižně od Velké Bíteše

Obr. 9: D1 v jihovýchodním zázemí obce Velké Meziříčí

Zdroj: Google, 2010

Rozmístění komerční výstavby v zájmovém území

KOMERČNÍ VÝSTAVBA v zájmovém území v roce 2010



■ Zájmové území

● Kategorie 1 - Motoresty a benzínové pumpy

● Kategorie 2, 3, 4 - Zastřešené a nezastřešené zpevněné plochy komerční subúrbánní výstavby

● Kategorie 5 - Zemědělské objekty a areály s omezenou vazbou na proces suburbanizace

Říčany Vybraná místa vysoké koncentrace komerční subúrbánní výstavby

Petr HAVEL
Praha 2010

Diskuse

Kvalitní půdy jako místo komerční výstavby

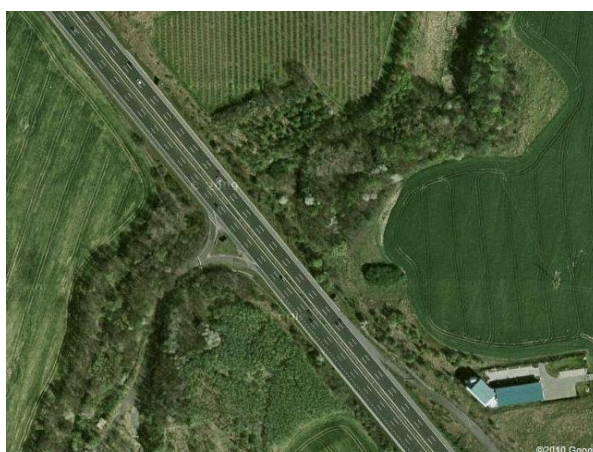
Jak ukazují například studie Imhoffa et al. (2004), Spilkové, Šefrny (2010) a dalších autorů, rovněž v modelovém území kolem dálnice D1 dochází k podstatnému záboru úrodných a kvalitních půd. Z celkové zabrané plochy 535,83 ha náleží více než čtvrtina (25,6 %, 136,98 ha) do 1. třídy ochrany ZPF, což jsou dle metodického pokynu ministerstva životního prostředí (1996) půdy bonitně nejcennější (během bonitačního průzkumu bylo vymezeno 2199 BPEJ a do 1. třídy ochrany náleží pouze 42 bonitovaných půdně ekologických jednotek). Tyto půdy je možno odejmout ze zemědělského půdního fondu pouze výjimečně, a to především na záměry související s obnovou ekologické stability krajiny, případně pro liniové stavby zásadního významu. Komerční budovy a areály suburbánní výstavby v žádném případě nepřispívají k ekologické stabilitě krajiny, výstavba těchto objektů by na půdách 1. třídy ochrany ZPF neměla probíhat vůbec. 38,9 % výzkumem sledované výstavby se realizovalo na půdách 2. třídy ochrany ZPF, do níž jsou situovány zemědělské půdy, které mají v rámci jednotlivých klimatických regionů nadprůměrnou produkční schopnost. Ve vztahu k ochraně zemědělského půdního fondu jde o půdy vysoce chráněné, jen podmíněně odnímatelné a s ohledem na územní plánování také jen podmíněně zastavitelné. Proces komerční suburbanizace tedy v okolí dálnice D1 pohltil 326,95 ha těch nejcennějších půd, jenž mají výborné produkční schopnosti a jsou zákonem chráněné před zastavením. Do tohoto čísla není započítána kategorie 1 – motoresty a odpočívadla, neboť se jedná o stavby přímo související s dálnicí a nelze je považovat za součást komerční suburbanizace. Pokud z těchto důvodů vynecháme i kategorii 5 (neprokazatelná vazba na proces komerční suburbánní výstavby), zastřešené a nezastřešené plochy suburbánní výstavby se rozkládají z 66,6 % na půdách první a druhé třídy ochrany ZPF (dohromady se jedná o 232,51 ha). Pouze jedna třetina výstavby se realizuje na půdách, se kterými je při územním plánování možno počítat pro eventuální výstavbu (3. třída ochrany ZPF), půdách, využitelných pro výstavbu (4. třída ochrany ZPF) a půdách pro zemědělské účely postradatelných (5. třída ochrany ZPF). Tato hodnota svědčí o nedostatečném uplatňování legislativní ochrany půd a nízkém významu územního plánování. V tomto kontextu si dovoluji zpochybnit účinnost jednotlivých tříd ochrany ZPF v České republice, vhodné by bylo i důslednější uplatňování koncepce EIA. Proces suburbanizace evidentně vyvíjí v okolí měst a dálnice vysoký tlak na zemědělské půdy a jejich produkční schopnost podle všeho nehraje podstatnou roli při udělení stavebního povolení. Na druhou stranu je nutné zmínit, že v zájmovém území je velké množství kvalitních půd (viz mapa půdních poměrů v zájmovém území), zejména v okolí Prahy a Brna a výstavba tedy logicky tyto půdy „pohlcuje“. Řešení je tedy třeba hledat spíše v prostorovější efektivnosti, vyšší koncentraci výstavby a směřování logistických areálů

mimo tyto kvalitní půdy. Navíc je třeba si uvědomit, že suburbanizace má i rezidenční složku a lze předpokládat zábor kvalitních půd i v oblastech výstavby nových rodinných domů.

Prostorové rozložení, povaha výstavby a její vliv na okolí

Dle Ouředníčka (2008), Jackson (2002) a dalších autorů se komerční suburbanizace koncentruje zejména v logisticky výhodných pozicích podél dopravních tahů a v zázemí měst – to potvrzuje i tato studie. Nejvíce komerčních areálů lze podél D1 najít právě v těchto lokalitách, a to zejména v zázemí Prahy a jiných větších měst, v jejichž blízkosti dálnice prochází. Jak poukazuje například Hnilička (2005), charakter staveb je architektonicky nepříliš atraktivní a povaha výstavby je rozvolněná (což se odráží například v její energetické náročnosti), obvykle bez návaznosti na zastavěné území (výjimkou je v tomto případě v zájmovém území Humpolec, v jehož zázemí se komerční výstavba realizuje vedle obydlených lokalit). Mezi budovami areálu je často velké množství volného, dále nevyužitého prostoru, který bývá znehodnocen probíhající výstavbou. Plošně náročný je zábor plochy zejména u budov povahy skladišť, které mají pouze jedno patro a bývají značně rozlehlé (plošně nejrozsáhlejší budova skladiště u obce Všechromy v zájmovém území zabírá 5,35 ha). Patrná je i poměrně zahuštěná síť dopravní infrastruktury v okolí těchto objektů; ta může být zároveň její příčinou i důsledkem. Jak uvádí například studie Barta (2009), Puchera (2002), nebo EEA (2006), je v těchto lokalitách vysoká intenzita dopravy, což vede k vyšším emisím skleníkových plynů, hluchnosti a znečištění životního prostředí; dá se tedy předpokládat, že k těmto procesům dochází i na některých místech vyšší koncentrace komerční suburbánní výstavby v zájmovém území kolem dálnice D1.

V zájmovém území lze pozorovat i narušení ekostabilizačních prvků – biokoridorů (obr. 10)



Obr. 10: Dálnicí D1 přerušovaný biokoridor (zdroj: Google, 2010)

samotnou dálnicí D1. Například dle strategie ochrany biologické rozmanitosti České Republiky (2005) je tato fragmentace krajiny nežádoucím jevem – přímo ohrožuje populace živočichů, jejichž biotopem stavba prochází. Lze se domnívat, že komerční výstavba, která těží z blízkosti D1 a je vlastně antropogenní disturbancí (Rebele, 1994), má obecně negativní vliv na biotu a může dokonce přispívat ke snižování biodiverzity.

Nepropustné povrchy v zájmovém území

V důsledku velkého množství zpevněných povrchů suburbánní výstavby kolem dálnice D1 může být ovlivněna i kvalita vody. Například Aelion (1997) nebo Brabec (2002) uvádějí, že tyto povrchy jsou často zdrojem znečištění a ohrožena je poté i podzemní voda. Na nepropustném povrchu se voda nevsakuje, není tak přirozeně filtrována a čištěna. Její odtok z těchto povrchů, který bývá agresivní povahy (Scalenghe, Marsan, 2009), poté v zájmovém území může ohrožovat kvalitní půdy, jež se zde nacházejí. Toto je znásobeno i faktem, že půdy, které jsou takto zpevněny, dle studie Booth a Jacksona (1997) rychleji dosáhnou bodu úplné saturace vodou. Po povrchu odtékající voda může být poté významným erozním činitelem. Vzhledem k velkému množství kvalitních půd v zájmovém území je jejich pokrývání nepropustnými materiály a zhutňování nežádoucí; takto „postižené“ půdy ztrácejí dle Scalengheho a Marsana (2009) všechny své funkce a například studie Biasoliho (2006) dokazuje, že mohou být i kontaminovány škodlivými látkami. Dle provedeného výzkumu se komerční suburbánní výstavba kolem dálnice D1 se ze dvou třetin realizuje na těch nejkvalitnějších a dle zákona nezastavitelných půdách – často jsou tedy v zájmovém území těmito negativními důsledky zpevnění ohroženy ty nejproduktivnější půdy. Buzek (1995) poukazuje na to, že v České republice je vývoj zemědělského půdního fondu obecně nepříznivý.

Závěr

Vliv suburbanizace a urbanizace na přírodní složku se dá pozorovat v mnoha oblastech – na první pohled je viditelný zánik původní krajiny a její transformace na homogenní, městskou. Suburbánní oblasti kladou obrovské nároky na využití prostoru a energií, vysoká intenzita dopravy v těchto oblastech vede k nárůstu emisí skleníkových plynů a v ekosystémech dochází k nevratným změnám. Biota těchto území přichází v důsledku výstavby o domácí druhy, a i když existují organismy, které se městským a suburbánním biotopům dokáží přizpůsobit, globální biodiverzita je ovlivněna negativně. V důsledku velkého množství nepropustných a zpevněných povrchů je ovlivněna nejen biota, ale nepříznivě se zde mění i hydrologické poměry. Pokud nejsou půdy v těchto oblastech úplně zpevněny a znehodnoceny samotnou výstavbou, stávají se náchylnější k erozi a jejich teplotní a vodní režim je narušen tak, že jejich další využití je velmi omezené. Suburbánní rozvoj navíc mnohdy probíhá na úkor zemědělsky hodnotných půd, což bylo prokázáno v realizovaném výzkumu.

Výzkum, provedený v této práci potvrdil, že významný liniový prvek, kterým dálnice D1 bezesporu je, svou přítomností v krajině podmiňuje rozvoj obchodních center a logistických areálů. Při výstavbě nové komunikace by tedy měla být brána v potaz i potenciální hrozba urban sprawlu v jejím okolí, nikoli jen zábor půdy, způsobený samotnou komunikací. Tato výstavba probíhá z velké části na velmi kvalitních půdách, které dle zákona není možné zastavit. Přesto se tak děje a pod suburbánní výstavbou „mizí“ množství hodnotného zdroje, který půda představuje. V budoucnu je nutné tomuto nepříznivému vývoji předcházet efektivními legislativními a plánovacími nástroji, neboť suburbánní komerční výstavba stále probíhá (Spilková, Šefrna, 2010) a míra destrukce nadprůměrně produktivních půd je alarmující. Důležitou roli v této problematice hraje územní plán, jistě by pomohlo i vypracování krajinného plánu, který však u nás zatím není zakotven v zákoně. Výzkum v této práci předkládá důkazy o nedostatečné ochraně zemědělského půdního fondu České republiky a nedá se vyloučit, že situace není podobná i kolem jiných, regionálně významných komunikací. Studie je relevantní i v oblasti plánovaných realizací výstavby dálnic a rychlostních silnic v České republice (například v Českém středohoří apod.).

Použitá literatura

- AEALION C. M. ET AL. (1997): Impact of suburbanization on ground water quality and denitrification in coastal aquifer sediments. *Journal of experimental marine biology and ecology*, č. 213, s. 31 – 51.
- ANGERMANNOVÁ, A. (2008): Za golfové hřiště v Ústí padne trest [online]. Česká inspekce životního prostředí. Dostupné z: <<http://www.cizp.cz/default.aspx?id=1457&sh=-1915042312&Css=yes>> [cit. 2010-05-01].
- ANTROP, M. (2004): Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, č. 67, s. 9 – 26.
- AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČESKÉ REPUBLIKY (2006): Natura 2000 [online]. Dostupné z: <<http://www.nature.cz/natura2000-design3/hp.php>> [cit. 2010-04-30].
- BAJER, T., MACHÁČEK, M. (2002): Proces posuzování vlivů na životní prostředí a jeho význam pro krajinu. In: Herynek, J. [ed.]: *Trvale udržitelný rozvoj české krajiny*. Sborník konference *Trvale udržitelný rozvoj české krajiny*. Univerzita Pardubice, Pardubice, s. 35 – 40.
- BART, I. L. (2009): Urban sprawl and climate change: A statistical exploration of cause and effect, with policy options for the EU. *Land Use Policy*, roč. 27, č. 2, s. 283 – 292.
- BAŠE, M., CÍLEK, V. (2006): Krajina domova v době rozpadu města a přeměny venkova [online]. *Týdeník Veřejná správa*, č. 19. Dostupné z: <<http://aplikace.mvcr.cz/archiv2008/casopisy/s/2006/19/pril.html>> [cit. 2010-04-20].
- BIASIOLI ET AL. (2006): The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Science of the Total Environment*, č. 356, s. 154 – 164.
- BLAIR, R. B., LAUNER, A. E. (1997): Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, č. 80, s. 113 – 125.
- BLUM, W. E. H. ET AL. (2004): Research needs in support of the European thematic strategy for soil protection. *Trends in Analytical Chemistry*, č. 23, č. 10 – 11, s. 680 – 685.
- BOOTH, D. B., JACKSON, C. R. (1997): Urbanization of aquatic ecosystems: Degradation thresholds, stormwater detection, and the limit of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, roč. 33, č. 5, s. 1077 – 1090.
- BRABEC, E. ET AL. (2002): Impervious Surfaces and Water Quality: A Review of Current Literature and Its Implications for Watershed Planning. *Journal of Planning Literature*, č. 16, s. 499 – 514.
- BUZEK, L. (1995): *Půdní fond a jeho ochrana*. Ostravská univerzita, Ostrava, 142 s.
- CENIA. ČESKÁ INFORMAČNÍ AGENTURA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2006): O posuzování vlivů na životní prostředí [online]. Dostupné z: <[http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/\\$pid/MZPMSFGTRIBRY](http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/$pid/MZPMSFGTRIBRY)> [cit. 2010-04-13].

CÍLEK, V. ET AL. (2004): Vstoupit do krajiny. O přírodě a paměti středních Čech [online]. Dostupné z: <<http://krajina.kr-stredocesky.cz/uvod.asp>> [cit. 2010-04-13].

CZECHINVEST (2010): Národní databáze brownfieldů [online]. Dostupné z: <<http://www.brownfieldy.cz/>> [cit. 2010-05-08].

CÍLEK V., BAŠE, M. (2005): Suburbanizace pražského okolí: Dopady na sociální prostředí a krajinu [online]. Dostupné z: <<http://fondyeu.kr-stredocesky.cz/index.asp?thema=1853&itmID=&chapter=4358>> [cit. 2010-04-13].

DUH, J. (2008): Rates of urbanisation and the resiliency of air and water quality. *Science of the Total Environment*, roč. 400, č. 1 – 3, s. 238 – 256.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2006): Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. EEA, Copenhagen, 57 s.

FAETH, S. H. ET AL. (2005): Trophic Dynamics in Urban Communities. *BioScience*, roč. 55, č. 5, s. 399 – 407.

FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha, 584 s.

GAFFIELD, J. S. ET AL. (2003): Public Health Effects of Inadequately Managed Stormwater Runoff. *American Journal of Public Health*, roč. 93, č. 9, s. 1527 – 1533

HAASE, D., NUISSL, H. (2007): Does urban sprawl drive changes in the water balance and policy? The case of Leipzig (Germany) 1870–2003. *Landscape and Urban Planning*, č. 80, s. 1 – 13.

HASSE, J. E., LATHROP, R. G. (2003): Land resource impact indicators of urban sprawl. *Applied Geography*, č. 23, s. 159 – 175.

HENDERSON, S. P. B. (1998): Residential lawn alternatives: a study of their distribution, form and structure. *Landscape and Urban Planning*, č. 42, s. 135 – 145.

HNILIČKA, P. (2005): Sídelní kaše. Otázky k suburbánní výstavbě kolonií rodinných domů. Vydavatelství ERA, Brno, 152 s.

HOPE, D. ET AL. (2003): Nutrients on asphalt parking surfaces in an urban environment. *Water, Air, and Soil Pollution*, č. 4, s. 371–390.

CHOCHOLOUŠKOVÁ, Z., PYŠEK, P. (2003): Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň. *Flora*, č. 198, s. 366 – 376

CHUMAN, T., ROMPORTL, D. (2008): Spatial pattern of suburbanization in the Czech republic. In: Dreslerová, J. [ed.]: *Venkovská krajina 2008. Sborník 6. ročníku mezioborové konference v Hoštíně, Bílé Karpaty. Česká společnost pro krajinnou ekologii*, Praha, s. 33 – 37.

IMHOFF, M. L. ET AL. (2004): The consequences of urban land transformation on net primary productivity in the United States. *Remote Sensing of Environment*, č. 89, s. 434 – 443.

INFORMAČNÍ SYSTÉM ÚMLUVY O BIOLOGICKÉ ROZMANITOSTI (2010) [online]. Dostupné z: <<http://www.chm.nature.cz/>> [cit. 2010-04-02].

JACKSON, J. (2002): Urban sprawl. *Urbanismus a územní rozvoj*, roč. 5, č. 6, s. 21 – 28.

JANEČEK, M. (2002): Ochrana zemědělské půdy před erozí. In: Herynek, J. [ed.]: *Trvale udržitelný rozvoj české krajiny. Sborník konference Trvale udržitelný rozvoj české krajiny*. Univerzita Pardubice, Pardubice, s. 49 – 55.

JUN TU ET AL. (2007): Impact of Urban Sprawl on Water Quality in Eastern Massachusetts, USA. *Environmental Management*, č. 40, str. 83 – 200.

KAŠPAR, J. (2008): Vláda výrazně zvýšila ochranu půdy před rostoucím zastavováním. *Ekonominy* [online]. Dostupné z: <<http://www.ekonominy.cz/index.php?ProdID=0002D206775B12860002EF02>> [cit. 2010-05-01].

KENDER, J. ET AL. (2000): Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 220 s.

KAHN, M. E. (2000): The Environmental Impact of Suburbanization. *Journal of Policy Analysis and Management*, roč. 19, č. 4, s. 569 – 586.

KUBA, B. (2004): Zemědělské pozemky - bonita a daň. *EnviWeb* [online]. Dostupné z: <<http://www.enviweb.cz/clanek/zemedelstvi/47403/zemedelske-pozemky-bonita-a-dan>> [cit. 2010-05-02].

KÜHN, I., KLOTZ, S. (2006): Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation*, č. 127, s. 292 – 300.

KYSELKA, I. (2002): Krajinný plán – účinný nástroj pro kvalitní změny v nezastavěném území jako součást územního plánu. In: Herynek, J. [ed.]: *Trvale udržitelný rozvoj české krajiny. Sborník konference Trvale udržitelný rozvoj české krajiny*. Univerzita Pardubice, Pardubice, s. 20 – 25.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1991): *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha, 260 s.

LONDON METROPOLITAN UNIVERSITY (2004): Energy In the Urban Environment. *TAREB* [online]. Dostupné z: <http://www.iee-library.eu/index.php?option=com_jombib&task=showbib&id=1033&return=index.php%3Foption%3Dcom_jombib%26amp%3BItemid%3D44%26amp%3Bcatid%3D68> [cit. 2010-05-01].

MACK, R. N., LONSDALE, W. M. (2001): Humans as Global Plant Dispersers: Getting More Than We Bargained for. *BioScience*, roč. 51, č. 2, s. 95 – 102.

MAIER, K. (2002): Nástroje pro ovlivnění suburbanizace. In: Sýkora, L. [ed.]: *Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky*. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha, 191 s.

MAPY GOOGLE (2010): Česko beta [online]. Dostupné z: <maps.google.cz> [cit. 2010-05-12]

MATĚJČEK, T. (2008): Náměty pro geografické a environmentální vzdělávání: Biodiverzita a její ohrožení. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha, 40 s.

- MCDONALD, R. I. ET AL. (2008): The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, č. 141, s. 1695 – 1703.
- MCDONNELL, M. J., PICKETT, S. T. A. (1990): Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology*, roč. 71, č. 4, s. 1232-1237.
- MCINTYRE, N. E. (2000): Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America*, roč. 93, č. 4, s. 825 – 835.
- MCKINNEY, M. L. (2002): Urbanization, Biodiversity and Conservation. *BioScience*, roč. 52, č. 10, s. 883 – 890.
- MCKINNEY, M. L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, č. 127, s. 247 – 260.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being. *Biodiversity Synthesis* [online].
Dostupné z: <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>> [cit. 2010-05-05].
- MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČESKÉ REPUBLIKY (1998): Vyhláška o charakteristice, vedení a aktualizaci bonitovaných půdně-ekologických jednotek [online].
Dostupné z: <<http://www.sagit.cz/pages/sbirkatxt.asp?zdroj=sb03148&cd=76&typ=r>>
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČESKÉ REPUBLIKY (1996): Metodický pokyn ministerstva životního prostředí k odnímání půdy ze zemědělského půdního fondu dle zákona o ochraně zemědělského půdního fondu [online].
Dostupné z: <http://www.kr-karlovarsky.cz/NR/rdonlyres/2AF7B1F6-3510-4A76-88B3-0E1FACC9D45B/0/Z_zpf_oalp_1067_96.pdf> [cit. 2010-04-29].
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČESKÉ REPUBLIKY (2005): Strategie ochrany biologické rozmanitosti České Republiky [online].
Dostupné z: <<http://www.ochranaprirody.cz/res/data/020/003289.pdf>> [cit. 2010-04-07].
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČESKÉ REPUBLIKY (2009): Státní program ochrany přírody a krajiny ČR [online].
Dostupné z: <<http://www.ochranaprirody.cz/res/data/194/024836.pdf>> [cit. 2010-04-19].
- NIEMELÄ, J. (1999): Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, č. 8, s. 119 – 131.
- NOWAK, D. J. ET AL. (1996): Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning*, č. 36, s. 49 – 57
- OUŘEDNÍČEK, M. ET AL. (2008): *Suburbanizace.cz*. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 96 s.
- PAUCHARD, A. ET AL. (2006): Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, č. 127, s. 272 – 281.

- PERLÍN, R. (2002): Nízkopodlažní výstavba v územních plánech obcí v zázemí Prahy. In: Sýkora, L. [ed.]: Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha, 191 s.
- PORTÁL VEŘEJNÉ SPRÁVY ČESKÉ REPUBLIKY (2010): Mapové služby [online]. Dostupné z: <geoportal.cenia.cz> [cit. 2010-05-20].
- PTÁČEK, P. (2002): Suburbanizace v USA a Německu: Zdroj inspirace i poučení. In: Sýkora, L. [ed.]: Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha, 191 s.
- PUCHER, J. (2002): Suburbanizace příměstských oblastí a doprava: mezinárodní srovnání. In: Sýkora, L. [ed.]: Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha, 191 s.
- PYŠEK, P. (1998): Alien and Native Species in Central European Urban Floras: A Quantitative Comparison. *Journal of Biogeography*, roč. 25, č. 1, s. 155 – 163.
- REBELE, F. (1994): Urban Ecology and Special Features of Urban Ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters*, roč. 4, č. 6, s. 173 – 187.
- ŘÍHA, M. (2002): Tvorba krajiny jako socio-ekonomického prostředí společnosti. In: Herynek, J. [ed.]: Trvale udržitelný rozvoj české krajiny. Sborník konference Trvale udržitelný rozvoj české krajiny. Univerzita Pardubice, Pardubice, s. 170 – 174.
- SAVARD J.-P. L. ET AL. (2000): Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, č. 48, s. 131 – 142.
- SCALENGHE, R., MARSAN, F. A. (2009): The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, č. 90, s. 1 – 10.
- SMITH, V. H., SCHINDLER, D. W. (2009): Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, roč. 24, č. 4, s. 201 – 207.
- STAVEBNÍ ZÁKON (2006): Zákon č. 183/2006 Sb. o územním plánování a stavebním řádu [online]. Dostupné z: <<http://business.center.cz/business/pravo/zakony/stavebni/>> [cit. 2010-04-21]
- STORM, V. (2007): Možnosti realizace krajinných plánů s ohledem na estetiku krajiny. *Bulletin. Zpravodaj české společnosti pro krajinnou ekologii. Regionální organizace IALE České Republiky*, roč. 8, č. 2, s. 1 – 5.
- SPILKOVÁ, J., ŠEFRNA, L. (2010): Uncoordinated new retail development and its impact on land use and soils: A pilot study on the urban fringe of Prague, Czech Republic. *Landscape and Urban Planning*, č. 94, s. 141 – 148
- THOMAS, A. G. (1986): Specific conductance as an indicator of total dissolved solids in cold, dilute waters. *Journal of Hydrological Sciences*, roč. 31, č. 1, s. 81 – 92.
- TJALLINGII, S. P. (2000): Ecology on the edge: Landscape and ecology between town and country. *Landscape and Urban Planning*, č. 48, s. 103 – 119.
- TŘÍSKOVÁ, J. (2009): *Ekonomie suburbanizace. Bakalářská práce. Katedra ekonomie národohospodářské fakulty VŠE, Praha, 43 s.*

VAZE, J., CHIEW, F. H. S. (2002): Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. *Urban Water*, č. 4, s. 379 – 389.

VÝZKUMNÝ ÚSTAV MELIORACÍ A OCHRANY PŮDY (2010): Skupiny půdních typů [online]. Dostupné z: <http://ms.vumop.cz/mapserv/dhtml_zchbpej/docs/PT.html>

ZÁKON O OCHRANĚ ZEMĚDĚLSKÉHO PŮDNÍHO FONDU (1992): Zákon 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu [online].

Dostupné z: <<http://business.center.cz/business/pravo/zakony/ozpf/>> [cit. 2010-04-30].

ZÁKON O SJEDNÁNÍ ÚMLUVY O BIOLOGICKÉ OZMANITOSTI (1999):

Zákon 134/1999 Sb., Sbírka zákonů České republiky, částka 48, 1999 [online].

Dostupné z: <<http://aplikace.mvcr.cz/archiv2008/sbirka/1999/sb048-99.pdf>> [cit. 2010-04-15].

Mapová příloha 1.

KOMERČNÍ VÝSTAVBA

v okolí dálnice D1 u obce Čestlice v roce 2010



Fotografie z obce Čestlice lze nalézt ve fotografické příloze.

Mapová příloha 2.

KOMERČNÍ VÝSTAVBA

v okolí dálnice D1 u obce Modletice v roce 2010

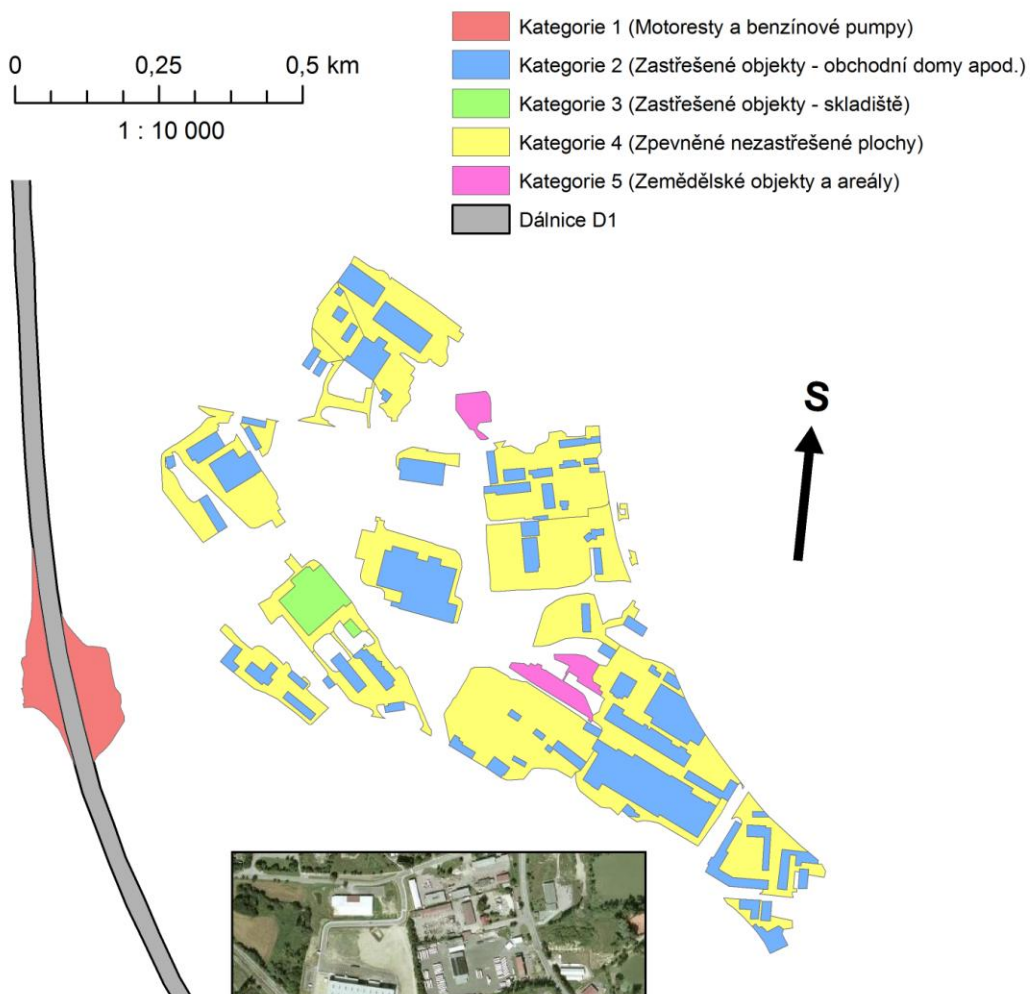


Fotografie z obce Modletice lze nalézt ve fotografické příloze.

Mapová příloha 3.

KOMERČNÍ VÝSTAVBA

v okolí dálnice D1 u obce Humpolec v roce 2010



KOMERČNÍ ZÓNA HUMPOLEC
(Google, 2010)

Petr HAVEL
Praha 2010

Fotografická příloha 1.



Obr. 11: Velkokapacitní sklad firmy DB v Modleticích

Obr. 12: Absence veřejných prostor v komerční zóně Modletice



Obr. 13: Jeden z mnoha rozlehlých skladů (Kaufland), Modletice

Obr. 14: Areál skladového prostoru, Modletice



Obr. 15: Čistě účelové komunikace bez jakéhokoli zázemí, Modletice

Obr. 16: Rodinné domy a výhled na skladiště v pozadí, Modletice

Fotografická příloha 2.



Obr. 17: Komerční zóna Čestlice

Obr. 18: Komerční zóna Čestlice



Obr. 19: Reklamní plochy ční nad zástavbu u dálnice v Čestlicích

Obr. 20: Extenzivní plošný zábor v komerční zóně v Čestlicích



Obr. 21: Rezidenční suburbanizace uprostřed polí, Jesenice u Prahy

Obr. 22: „Zde může být Váš nový domov“, říká poutač uprostřed rumišť v Jesenici u Prahy