

STUDIE POSOUZENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Zadání: Hodnocení zdravotního rizika atrazinu a jeho metabolitů pitné vody

Zadavatel: Obecní úřad Úboč, Úboč 60, 345 43 Koloveč

**Vypracoval: RNDr.SvatoplukKrýsl,CSc.,
Pod Vrškem 699/II., Klatovy**

Datum zpracování: březen 2020

OBSAH

1. **Rizika spojená s kvalitou pitné vody**
2. **Identifikace nebezpečnosti**
 - 2.1. Použití, chování a výskyt atrazinu ve vodě
 - 2.2. Příjem a chování atrazinu v organismu
 - 2.3 Toxicita
 - 2.4 Karcinogenita a genotoxicita
 - 2.5 Doporučené limity
 - 2.6 Přijaté limity
 - 2.7 Referenční hodnoty
3. **Hodnocení expozice**
4. **Charakterizace rizika**
5. **Analýza nejistot**
6. **Závěr**
7. **Literatura, použité zkratky**

1. Rizika spojená s kvalitou pitné vody

Na základě objednávky je zpracována studie posouzení vlivů na veřejné zdraví. Studie bude sloužit jako podklad dokumentace vlivu atrazinu a jeho derivátů přítomných v pitné vodě obecního vodovodu v obci Úboč.

Následující hodnocení zdravotních rizik expozice pesticidům je zpracováno v souladu s obecnými metodickými postupy WHO a **autorizačními** návody Státního zdravotního ústavu Praha (AN/16/05) pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb., v platném znění.

Hodnocení zdravotních rizik je postup založený na využití všech dostupných údajů týkajících se **identifikace nebezpečnosti**, při které se zjišťuje, jak a kdy daná látka může ovlivnit lidské zdraví. Tento krok též vychází **zhodnocení dávky a účinku**, které je závislé na bezprahovém nebo prahovém působení dané látky na organismus. V případě prahových, tedy negenotoxických a nekarcinogenních účinků se zkoumá dávka škodlivé látky, která je pro organismus ještě bezpečná a nevyvolává tedy nepříznivý efekt. Třetí etapou je **hodnocení expozice**, které se provádí na základě sestavení expozičního scénáře, který zahrnuje především všechny citlivé populační skupiny, kterých se nebezpečnost dané látky může týkat a to jakou cestou a jakou dávkou dochází k této expozici. Dalším krokem je **charakterizace rizika**, tj. vyjádření kvantitativní míry konkrétního zdravotního rizika platného pro danou konkrétní situaci. Z tohoto závěru pak vyplývá možnost dané riziko ovlivnit, tedy jej řídit. Návrh řešení rizika pro danou zdravotní situaci s sebou nese i nejistotu, takže je nezbytnou součástí hodnocení rizika i **analýza nejistot**.

Hodnocení rizik je výchozím podkladem pro rozhodování o opatřeních při překročení limitů kvality pitné vody nebo v případě, že nalezené látky nemají určený limit, k vyhlášení tohoto limitu orgánem ochrany veřejného zdraví. To byl hlavní důvod, proč byla zpracována tato studie pro použití vody jako pitné u vodního zdroje obce Úboč.

Obec Úboč se nachází v okrese Domažlice v blízkosti Kdyně, která je pověřeným obecním úřadem. V obci žije podle údajů z roku 2019, které uveřejnil Český statistický úřad, 124 obyvatel s průměrným věkem 40,6 let. Obec má vlastní vodovod vybudovaný začátkem 60. let. Zdrojem vody je studna, která se nachází v části obce zvané Popluží na katastrálním čísle 112 (viz obr. 1). Voda ze studny je akumulována ve vodojemu nacházejícím se v severovýchodní části obce. Zde dochází i k úpravě vody – snížení obsahu dusičnanů iontoměničovým filtrem a k její dezinfekci chlornanem sodným dříve než je napouštěna do vodovodu. Průměrná vydatnost vodního zdroje je podle vodoprávního rozhodnutí 0,29 l/s (maximální 1,5 l/s), maximálně 1125 m³ za měsíc.

Obec, již podle svého názvu, se nachází pod svahy tzv. Švihovské vrchoviny, která se táhne od Kdyně směrem na severovýchod ke Švihovu. V blízkosti obce jsou zemědělsky obdělávané pozemky, které zřejmě ovlivňují kvalitu jímané podzemní vody. Voda má po úpravě podle posledních rozborů (říjen 2019) obsah dusičnanů 36,5 mg/l a celkovou tvrdost 2,20 mmol/l. Ostatní sledované parametry kromě pesticidů rovněž vyhovují požadavkům vyhlášky. Podle dodaných podkladů se pesticidní látky nacházely ve zdroji vody již v minulosti, i když do roku 2018 (včetně) nebyly limity překračovány. V současné době zahrnující roky 2019 – 2020 jsou nálezy víceméně stabilní – viz tabulka I.

Tab. I. Nalézané hodnoty koncentrace pesticidních látek v pitné vodě

Datum odběru	Pesticidy suma	atrazin	desethyl atrazin (DEA)	desisopropyl atrazin (DIA)	desethyl desisopropyl atrazin (DEDIA)	metolachlor ESA	alachlor ESA
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
30. 10. 2019	0,518	0,169	0,077	0,272			
26. 11. 2019	0,414	0,126	0,053	0,235		0,064	0,208
26. 2. 2020	0,704	0,172	0,081	0,381	0,07	0,081	0,343



Obr. 1 Umístění studny (1) a vodojemu (2) v obci Úboč

Z hlediska koncentračního zastoupení pesticidů je dominantním pesticidem atrazin a jeho dva chloro-s-triazinové metabolity: desethylatrazin (DEA) a desisopropyl atrazin (DIA). K těmto chlorovaným metabolitům patří i další pesticid desethyl desisopropyl atrazin, který byl nalezen pouze v nízké koncentraci. Atrazin, který je zakázán od roku 2005, byl později nahrazován jinými typy herbicidů, například alachlorem nebo metolachlorem. Alachlor byl v EU zakázán v roce 2007, metolachlor je dosud používán. Oba zmíněné pesticidy jsou přítomny ve formě svých metabolitů (metolachlor ESA a alachlor ESA). Výhodou novějších typů herbicidů je jejich vyšší degradabilita na produkty s nižší toxicitou než jsou vyjmenované metabolity atrazinu. Z tohoto důvodu jsou metabolit alachloru, tedy alachlor ESA, nebo metabolit metolachloru – metolachlor ESA zařazeny mezi tzv. *nerrelevantní* metabolity pesticidů¹, tj. metabolity méně významné z hlediska vlivu na zdraví. Doporučená limitní hodnota pro metolachlor ESA 6 µg/l a pro alachlor ESA 1 µg/l je podle údajů v tabulce I. tedy dodržena.

Vzhledem k požadavkům vyhlášky č. 252/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů, platí pro každou jednotlivou pesticidní látku a její *relevantní* metabolit nejvyšší mezní hodnota 0,1 µg/l a pro sumu pesticidních látek včetně jejich relevantních metabolitů hodnota 0,5 µg/l. Z tohoto důvodu je v případě pitné vody dodávané obyvatelům obce Úboč překročena nejvyšší mezní hodnoty pro atrazin a atrazin desisopropyl. Relevantní metabolit desethylatrazin sice tuto mezní hodnotu nepřekračuje, ale uplatňuje se do součtu pesticidních látek, který překračuje nejvyšší mezní hodnotu (poslední údaj pro součet pesticidních látek je 0,7 µg/l). Proto byl rozhodnutím Krajské hygienické stanice vysloven požadavek na vyhodnocení zdravotních rizik při použití vody jako pitné a pro stanovení limitní koncentrace, jejíž dodržení by bylo pro použití vody ještě bezpečné. Rozhodnutí se týkalo opakovaně nalézaných pesticidů, což se podle tabulky

¹ viz Seznam posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů a jejich doporučené limitní hodnoty v pitné vodě (viz web_MZ_-_Pesticidy_-_nerelevantní_metabolity-3.10.2018)

I. týká především atrazinu, desisopropylatrazinu a desethylatrazinu. Jak je patrné z tab. I. jsou v pitné vodě nalézány i další pesticidy - metolachlor ESA a alachlor ESA. Jde o nerelevantní pesticidy, pro které platí limitní hodnota řádově převyšující nalezenou koncentraci. Proto nebylo jejich zdravotní riziko zohledněno.

2. Identifikace nebezpečnosti

2.1. Použití, chování a výskyt atrazinu ve vodě

Atrazin (2-chloro-4-ethylamino-6-1,3,5 triazin) je selektivní a systémový herbicid chlortriazinového typu. Jedná se o herbicid, který se nesměl používat v ochranných pásmech vodních zdrojů, a který byl v roce 2005 zakázán.

Atrazin je v povrchové vodě degradován především činností mikroorganismů a slunečním zářením (fotolýzou). Přitom dochází k jeho dealkalizaci hydrolyzou. K relativně rychlému rozkladu dochází i v půdě, kdy je tento proces ovlivněn vlhkostí, teplotou a hodnotou pH. Rozklad je relativně rychlý – dokonce k polovičnímu úbytku dochází za 20 – 50 dní (při teplotě 20 – 25°C). Rozklad v podzemní vodě je již mnohem pomalejší, nicméně vzhledem k jeho dobré pohyblivosti v půdě jsou podzemní vody kontaminovány jeho metabolity sekundárně. Jeho degradačními produkty může být celá řada, významný je především desethylatrazin (6-chloro-2-N-propan-2-yl-1,3,5-triazin-2,4-diamin), známy jsou rovněž další: desisopropylatrazin, diaminochlorotriazin a hydroxyatrazin – ten ale svoji chemickou strukturou a vlastnostmi nepatří do skupiny chloro-s-triazinových metabolitů. Monitoring, který probíhá již řadu let v různých zemích světa, ukazuje, že koncentrace atrazinu a chloro-s-triazinových metabolitů v podzemní nebo povrchové vodě zřídka kdy překračují hodnotu 2 µg/l, většinou se pohybují pod limitní koncentrací 0,1 µg/l. Jejich výskyt úzce souvisí s dodržováním správné zemědělské praxe.

Podle monitoringu prováděného v ČR hygienickou službou² došlo v roce 2018 u vodovodů zásobujících do 5000 obyvatel k překročení nejvyšší mezní hodnoty u desethyl-desisopropyl atrazinu u 1,3% případů, pro desethylatrazin u 0,6% případů. Pro samotný atrazin bylo překročení limitu velmi nízké – asi u 0,16% případů.

2.2. Příjem a chování atrazinu v organismu

Kinetika a metabolismus *atrazinu* byly zkoumány u krys (1), kdy po podání atrazinu se značeným uhlíkem ¹⁴C došlo k rychlé a téměř kompletní absorpci nezávislé na dávce nebo pohlaví. Exkrece byla téměř úplná během týdne a probíhala především močí. K mírnému zdržení přispěla vazba na sulfhydrylové skupiny cysteinu. Mezi vzniklými metabolity byly nalezeny i známé degradační produkty vznikající přírodní cestou včetně desethylatrazinu. Má se za to, že biotransformace u krys je podobná, jako je tomu u lidí. Metabolismus desethylatrazinu lze odvodit z metabolismu atrazinu (2). Předpokládá se, že se konjuguje s glutathionem nebo se dále dealkyluje na diaminochlorotriazin, který se opět konjuguje na glutathion.

2.3 Toxicita

Atrazin a jeho metabolity vykazují relativně nízkou akutní toxicitu. Kritické studie (3) provedené na zvířatech řadí atrazin a jeho chlorované metabolity k endokrinním disruptorům. Jde o látky, které zasahují do normálních funkcí endokrinního systému a mohou tak narušovat funkci endogenních hormonů. Výsledky studií na zvířatech ukazují, že atrazin a další triazinové pesticidy včetně jejich metabolických produktů ovlivňují svými toxickými vlastnostmi regulační funkci hypotalamu a hypofýzy a tím i hormonálního systému, který pak zasahuje svými účinky do kritické fáze vývoje plodu. Tento negativní efekt byl i potvrzen v citovaných

² Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí, Subsystém II: Zdravotní důsledky a rizika znečištění pitné vody. Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2018.

epidemiologických studiích, takže se týká do jisté míry i člověka – nejde o druhově specifické působení.

Studie o expozici atrazinu z pitné vody, která probíhala v několika státech USA (5), neprokázala jeho přímý vliv na zdraví populace, již vzhledem k tomu, že vyšší koncentrační hladiny atrazinu (>3 µg/l) se týkaly pouze 0,25% populace. Studie provedená v Kentucky (6) prokázala, že zvýšení pravděpodobnosti předčasného porodu u žen s nejvyšší expozicí atrazinu v pitné vodě bylo statisticky významné vzhledem k ženám, které nebyly exponovány. Jiná studie provedená ve státě Ohio (7) prokázala u 14455 narozených dětí, že expozice atrazinu je nepochybně spojena se sníženou porodní hmotností u kojenců a že expozice atrazinu v pitné vodě v raném a středním těhotenství, jak bylo dokázáno lineární regresní analýzou, může být pro jeho toxické účinky významná.

Profil toxicity u chloro-s-triazinových metabolitů je obdobný atrazinu. Je jim připisována rovněž schopnost působit jako neuroendokrinní disruptor, stejně jako atrazin mají nízkou akutní toxicitu a ovlivňují rovněž vývoj plodu. Jde rovněž o výsledky testování u krys. Na rozdíl od této skupiny metabolitů, metabolit atrazinu hydroxyatrazin nevykazuje analogické účinky k mateřskému sloučenině – jeho toxicita je ovlivněna nízkou rozpustností ve vodě, takže je prokazována především u ledvin. Akutní toxicita je nižší než u atrazinu a jeho chlorovaných metabolitů.

2.4 Karcinogenita a genotoxicita

Na základě kritického přehledu vědeckých studií stanovila EPA v roce 2000, že atrazin pravděpodobně nezpůsobuje rakovinu u lidí. Tento názor byl později znovu vyhodnocen na základě publikací, které se věnují jednak vlivu atrazinu na rakovinu mízních uzlin (non-Hodčkinovyalymfomu), tak incidencí rakoviny u pracovníků v zemědělství (8), kteří aplikovali pesticidy na zemědělské pozemky. Tato poslední studie přímo nepotvrdila vztah mezi aplikací atrazinu a vznikem daného typu rakoviny, nicméně autoři přepokládají, že další studie jsou opodstatněné v případě nádorů, u kterých lze toto působení přepokládat (nádory plic, močového měchýře, non-Hodčkinův lymfom, mnohočetný myelom). Další studie, ze které EPA vychází, byla realizována u pracovníků ve výrobě pesticidů (9). Podle ní nebyla zjištěna souvislost mezi prostatou (podle hodnot prostatického antigenu) a expozicí pracovníka v závodě na výrobu pesticidů (atrazinu). Další studie tyto závěry rovněž potvrdily. US EPA dochází nakonec k závěru, že pro triazinové pesticidy a jejich metabolity je opodstatněný pouze toxický efekt a nelze přenést výsledky o karcinogenním, resp. genotoxickém účinku u zvířat na člověka (10).

Kritické review vydal IARC jako jednu ze svých monografií (4), která je věnována atrazinu a epidemiologickým studiím věnovaných atrazinu v souvislosti s incidencí rakoviny u pracovníků, kteří jsou zapojeni do výroby pesticidů nebo jejich aplikaci v zemědělství. V závěrech tohoto kritického přehledu je konstatováno, že není prokázána souvislost mezi expozicí atrazinu a rakoviny u lidí. V přehledu jsou podrobně rozebrané výsledky studií týkajících se rakoviny prostaty a non-Hodčkinova lymfomu, jsou zde však zahrnuty i další typy rakoviny. Rovněž je zde konstatováno, že k incidenci nádorů může docházet hormonální cestou (rakovina prsu), jak bylo prokázáno u potkanů a nelze tento proces vztahovat na člověka. Proto byl atrazin nakonec převeden ze skupiny možných karcinogenů 2B do skupiny 3 - tedy látek neklasifikovaných jako karcinogenní pro člověka.

2.5 Doporučené limity

Podle WHO lze akceptovatelný denní příjem (20 µg/kg/den) odvodit z hodnoty NOAEL (1,8 mg/kg/den), kterou uveřejnila skupina expertů WHO a FAO (JMPR) v roce 2007. Přitom byl využit faktor nejistoty 100 pro intra druhovou a mezidruhovou variabilitu. Na základě této hodnoty (ADI) lze odvodit limitní hodnotu pro atrazin a jeho metabolity v pitné vodě: pro 60 kg dospělého člověka při konzumaci 2 litrů pitné vody denně s alokací 20% vychází doporučená směrníková koncentrace 0,1 mg/l. Vzhledem ke stejnému mechanismu působení u metabolitů

atrazinu (kromě hydroxyatrazinu), je jejich směrnice koncentrace stejná (u hydroxyatrazinu je ADI i limitní koncentrace vyšší).

2.6 Přijaté limity

Vyhláška MZ č.252/2004 Sb. stanoví pro *atrazin* současně jako pro další jednotlivé pesticidy včetně některých metabolitů (pro metabolity atrazinu desethylatrazin, desisopropyl atrazin a desethyl desisopropyl atrazin) v souladu s doporučením Směrnice č.98/83/ES nejvyšší mezní hodnotu 0,1 µg/l a pro součet jednotlivých pesticidů nejvyšší mezní hodnotu 0,5 µg/l. Pro tzv. nerelevantní pesticidy jsou doporučené limitní koncentrace vyšší (pro metolachlor ESA 6 µg/l a pro alachlor ESA 1 µg/l) a do součtu pesticidních látek se nezapočítávají. V současné době je nutné vycházet především z hodnot ADI, resp. RfD pro objektivní hodnocení rizika. Podle SZÚ lze připustit při nouzovém zásobování hodnoty vyšší a to 0,5 µg/l pro jednotlivé pesticidy a 2,5 µg/l pro jejich součet.

2.7 Referenční hodnoty

Jak již bylo uvedeno v kapitole 2.5, přijala WHO (1) na základě návrhu JMPR hodnotu pro akceptovatelný denní příjem atrazinu a jeho chloro-s-triazinových metabolitů hodnotu **20 µg/kg/den**. Vychází přitom z NOEL 1,8 mg/kg/den a faktoru nejistoty 100. Podkladem jsou výsledky studie u potkanů, kde byla sledováno porušení estrogenového cyklu.

Holandský institut národního zdraví (RIVM) uvádí v přehledu tolerovatelné denní příjmy pro řadu látek, mimo jiné i pro atrazin (16) hodnotu **5 µg/kg/den**.

US EPA uvádí v databázi IRIS (17) referenční dávku pro orální expozici (RfD) **35 µg/kg/den**. Ta byla odvozena z hodnoty NOAEL 3,5 mg/kg/den (faktor nejistoty 100). Podkladem byla studie zjišťující úbytek váhy potkanů, kterým byla po dobu jejich života podávána potrava s dávkou 70 mg/kg atrazinu. Agentura Ministerstva zdravotnictví USA (ATSDR) vydala (2) hodnotu denní dávky bez rizika zdravotních účinků (MRL) pro atrazin na úrovni subakutní expozice. Hodnoty MRL **3 µg/kg/den** byly odvozeny z příslušných hodnot NOAEL s využitím faktorů nejistot odvozených z výsledků sledování expozice trvající po dobu 15-365 dní (subakutní expozice) u prasat, které byly vystaveny dávce atrazinu 1 mg/kg/den. Důsledkem byly hormonální změny.

Autorizační návod, který vydal SZÚ v roce 2015 a aktualizovaný v roce 2018 (11) uvádí hodnotu tolerovatelného denního příjmu (TDI) **20 µg/kg/den**, (dříve byla tato hodnota 0,5 µg/kg/den). Jako kritický považuje účinek narušení hormonální regulace, reprodukční a vývojové toxicity a negenotoxické karcinogenity u zvířat s nejistými hormonálními účinky a nejistou karcinogenitou u člověka. Tato hodnota se týká i metabolitů atrazinu (s výjimkou hydroxyatrazinu, který má jiný mechanismus účinku). Tato hodnota, kterou rovněž též využíváme v této studii, vede nutně k uplatnění principu předběžné opatrnosti, tj. určení citlivých skupin, které jsou vzhledem k popsáním účinkům těhotné ženy, ale i malé děti a kojenci.

3. Hodnocení expozice

Hodnocení expozice je provedeno podle expozičního scénáře založeného na celoročním využívání zdroje vody jako pitné v domácnostech obyvatel obce. Podle její spotřeby a na základě průměrné denní dávky, lze učinit závěr o míře expozice obyvatel při využití vody z vodovodu jako jediného zdroje pitné vody k pití i k přípravě stravy. V expozičním scénáři předpokládáme, že vstup pesticidů do organismu je pouze orální cestou – dermální a inhalační příjem při mytí lze považovat za nevýznamný.

Na základě doporučení autorizačního návodu SZÚ (11), který se opírá o současné názory o negenotoxických vlastnostech **atrazinu a jeho metabolitů**, jejichž působení na lidský organismus jde především cestou ovlivnění hormonální regulace, lze předpokládat pouze **prahový chronický účinek**.

Předpokládáme, že zdroj pitné vody v obci je využíván všemi populačními skupinami obce, tj. dětmi, těhotnými i kojícími ženami a staršími osobami.

Na základě současných znalostí lze předpokládat, že mechanismus účinku atrazinu a jeho chloro-s-triazinových metabolitů je shodný. Proto byl expoziční scénář vypracován pro atrazin a jeho metabolity společně a společná byla i míra rizika vyjádřená koeficientem nebezpečnosti.

Pro výpočet denní průměrné dávky (ADD) je použit vzorec, který uveřejnila US EPA:

$$ADD = \frac{CW \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

kde:

- CW (Concentration of Water) koncentrace pesticidu ve vodě (mg/l),
 IR (Intake Rate) množství použité vody (l/den)
 EF (Exposure Frequency) frekvence expozice ve dnech za rok
 ED (Exposure Duration) trvání expozice (roky)
 BW (Body Weight) tělesná hmotnost (kg)
 AT (Averaging Time) doba ve dnech, na kterou expozici průměrujeme

Při odhadu dávky vycházíme z **průměrné hodnoty nejvyšší zjištěné hodnoty celkové sumy pesticidů**, která zahrnuje jak atrazin, tak jeho metabolity (desethylatrazin, desisopropyl atrazin a desethyl desisopropyl atrazin), které, jak bylo uvedeno, vykazují shodné toxické účinky. Zvážena je i **možná maximální koncentrace 1 µg/l**.

Údaje o průměrné spotřebě pitné vody podle jednotlivých populačních skupin uvádí autorizační návod SZÚ (Praha 16/04, verze 5), který vychází z publikovaných údajů EPA z roku 2004. Od té doby došlo k aktualizaci těchto údajů (12), podle kterých byly aktualizovány hodnoty spotřeby vody pro děti do 3,99 let věku (uvažován je 95percentil) a pro těhotné a kojící ženy (90percentil).

Výpočet je proveden pro průměrnou tělesnou hmotnost platnou pro dospělou populaci, který uveřejňuje průběžně ÚZIS. Z těchto údajů byla použita průměrná hodnota pro muže (13) - muži 82,1 kg, ženy 68,4 kg. Průměrná tělesná hmotnost pro těhotnou ženu 76 kg byla převzata z údajů, které zveřejnila US EPA (14). Průměrná tělesná hmotnost u dětí byla převzata z výsledků celostátního antropologického průzkumu dětí a mládeže (15). Pro daný účel byly zprůměrovány údaje pro dané věkové období a pro dívky i chlapce. Konkrétní hodnoty expozičních parametrů jsou uvedeny v tab. II.

Tab. II. Použité expoziční parametry

Věková skupina	IR – (l/d) spotřeba vody	BW (kg) tělesná hmot.	CW (koncentrace atrazinu a jeho metabolitů)	µg/l
Kojenci do 3 měsíců věku	1	4,6	Průměrná	0,55
Kojenci 3 – 11,99 měsíců věku	1,1	8,1	Současná nejvyšší	0,7
Děti 1 až 4 roky	0,95	13,8	Možná maximální	1,0
Děti 4 až 11 let	1,2	26,5	EF (frekvence expozice)	dny/rok
Adolescenti 11 až 15 let	1,4	48,3	kojenci	365
Adolescenti 15 až 18 let	1,7	58,6	ostatní (15 dní mimo bydliště)	350
muži	2	82,1	ED (trvání expozice)	1 rok*
ženy	2	68,4	AT (průměrná doba expozice)	365 dní
těhotné ženy	2,9	76	*momentální riziko pro současný stav populace	
kojící ženy	3	67		

V následující tabulce III. jsou uvedeny hodnoty současného průměrného denního příjmu pro průměrnou, současnou a možnou maximální koncentraci sumy atrazinu a jeho metabolitů.

Tab. III. Průměrný denní příjem pro různé koncentrace atrazinu a jeho metabolitů

celková koncentrace atrazinu a jeho metabolitů (µg/l)	ADD (µg /kg/den)		
	0,55	0,7	1,0
kojenci do 3 měsíců věku	0,120	0,152	0,217
kojenci 3 – 11,99 měsíců věku	0,072	0,091	0,130
děti 1 až 4 roky	0,036	0,046	0,066
děti 4 až 11 let	0,024	0,03	0,043
adolescenti 11 až 15 let	0,015	0,019	0,028
adolescenti 15 až 18 let	0,015	0,019	0,028
muži	0,013	0,016	0,023
ženy	0,015	0,02	0,028
těhotné ženy	0,02	0,026	0,037
kojící ženy	0,024	0,03	0,043

Tento příjem zahrnuje pouze příjem atrazinu a jeho metabolitů vodou, příjem potravinami se neuvažuje již vzhledem k tomu, že se uvedené herbicidy dlouhodobě v ČR nepoužívají.

4. Charakterizace rizika

Míru zdravotního rizika toxického nekarcinogenního účinku vyjadřujeme pomocí kvocientu nebezpečnosti HQ (Hazard Quotient– poměr odhadované denní dávky orálního příjmu (ADD) a akceptovatelného denního přívodu (ADI)³:

$$HQ = \frac{ADD}{ADI (RfD)}$$

Obecně platí, že pokud HQ dosahuje hodnoty menší než 1, neočekává se žádné významné riziko toxických účinků. V případě přítomnosti pesticidních látek doporučuje autorizační návod SZÚ (20) konzervativní přístup pro hodnocení rizika a hodnotu **HQ snižuje na 0,5**. Tento postup je ve shodě i s doporučením US EPA.

V kapitole 2.7, uvažujeme v případě atrazinu a jeho metabolitů hodnotu tolerovatelného denního příjmu (TDI) **20µg/kg/den**, kde jako kritický se považuje účinek narušení hormonální regulace, reprodukční a vývojové toxicity.

Výsledky kvocientu nebezpečnosti pro celkový orální příjem atrazinu a jeho metabolitů z vody uvádí tabulka IV.

³ ADI (AcceptableDailyIntake) zavedla WHO, její obdobou je TDI a dle EPA odpovídá RfD – viz seznam zkratk

Tab. IV. Koeficient nebezpečnosti

Věková / populační skupina	Koeficient nebezpečnosti Q pro koncentrace atrazinu ve vodě		
	0,55 (µg/l)	0,7 (µg/l)	1,0 (µg/l)
Kojenci do 3 měsíců věku	0,006	0,008	0,011
Kojenci 3 – 11,99 měsíců věku	0,004	0,005	0,007
Děti 1 až 4 roky	0,002	0,002	0,003
Děti 4 až 11 let	0,001	0,002	0,002
Adolescenti 11 až 15 let	0,001	0,001	0,001
Adolescenti 15 až 18 let	0,001	0,001	0,001
muži	0,001	0,001	0,001
ženy	0,001	0,001	0,001
těhotné ženy	0,001	0,001	0,002
kojící ženy	0,001	0,002	0,002

Jak je patrné z výsledků uvedených v tabulce V. pro kvocient nebezpečnosti, je jeho výsledná hodnota pro všechny věkové i populační skupiny (těhotné a kojící ženy) velmi nízká, mnohem nižší než je hodnota 0,5 doporučená jako konzervativní přístup k hodnocení tohoto rizika. Vypočtené hodnoty kvocientu nebezpečnosti pro atrazin a jeho metabolity (desethylatrazin, desisopropyl atrazin a desethyl desisopropyl atrazin), které jsou přítomné v pitné vodě nad hodnotou povoleného limitu (nejvyšší mezní hodnoty) 0,1 µg/l a společně překračují hodnotu nejvyššího mezní hodnoty pro součet pesticidních látek 0,5 µg/l, **nepředstavují v dané situaci i při navýšení na 1µg/l významné zdravotní riziko.**

5. Analýza nejistot

Hodnocení zdravotního rizika je vždy spojeno s určitými nejistotami, danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování exponované populace apod. Proto je jednou z neopomenutelných součástí hodnocení rizika popis a analýza nejistot, které jsou s hodnocením spojeny a kterých si je zpracovatel vědom.

V daném případě odhadu zdravotního rizika pesticidních látek z pitné vody je na místě připomenout tyto nejistoty:

1) Použité expoziční parametry

Výběr průměrné koncentrace byl zvolen na základě dosud provedených rozborů. Nelze však úplně vyloučit, že další vývoj koncentrace k vyšším hodnotám může pokračovat. Proto byla zvolena relativně vysoká **koncentrace 1 µg/l**, která pravděpodobně, podle dosavadních trendů vývoje koncentrace pesticidů, nebude překračována. Lze očekávat, že další vývoj koncentrací může být cyklický s maximy ve vegetačním období. Vzhledem k dlouhodobému zákazu používání tohoto pesticidu je ale vzrůstající trend zvyšování koncentrace nepravděpodobný.

V dalším vývoji situace lze očekávat možnou přítomnost dalších pesticidních látek, které mohou mít určitý dopad na zdravotní riziko. Současně nalézané další pesticidy, které jsou nad mezí stanovitelnosti (alachlor ESA, metolachlor ESA) se vyskytují v koncentracích o řád nižších, než jsou jejich doporučené limity – jde o tzv. nerelevantní pesticidy.

Využití vody jako pitné je směřováno především na rizikové skupiny populace. Předpokládaná spotřeba vody u těchto skupin je odvozená ze statistických údajů publikovaných v ČR ale i jinde. Nejde tedy o skutečnou spotřebu, ta by mohla být i vyšší. Proto byl u rizikových

skupin využít 90 a 95percentil pravděpodobného rozmezí spotřeby vody. Tím vyhodnocovaná míra rizika zohledňuje reálně možný nejhorší případ. U tělesné hmotnosti byly použity průměrné hodnoty pro danou věkovou skupinu.

Do hodnocení celkového příjmu nebyly zařazeny potraviny. Lze se totiž domnívat, že jde o látky, které se vyskytují v potravinách minimálně, již vzhledem k tomu, že jejich zákaz použití je v tomto případě dlouhodobý.

2) Použité referenční hodnoty

Jak bylo již uvedeno, byla pro odhad rizika atrazinu a jeho metabolitů použita doporučená hodnota denního příjmu 20 µg/kg/den, která byla v roce 2010 změněna z původní hodnoty 0,5 µg/kg/den. Jde tedy o značné navýšení, které bylo postaveno na nových poznatcích o zdravotních rizicích atrazinu a jeho metabolitů. Kdybychom přijali tuto původní velmi konzervativní hodnotu, nedošlo by v případě maximální koncentrace 1 µg/l k významnému zvýšení rizika. Koeficient nebezpečnosti (HQ) by byl pro nejvíce ohroženou populační skupinu nižší než 0,5, což je současná maximální hodnota koeficientu nebezpečnosti pro pesticidní látky.

6.Závěr

Na základě provedeného odhadu zdravotního rizika zvýšené koncentrace pesticidních látek ve vodovodu obce Úboč uvádíme následující závěr:

Nalézané vyšší koncentrace atrazinu a jeho metabolitů v pitné vodě nepředstavují podle současných vědeckých poznatků zdravotní riziko známých nepříznivých účinků na zdraví obyvatel obce včetně nejcitlivějších skupin populace. Stejný závěr lze učinit i pro maximální hodnotu 1 µg/l jako sumu koncentrací atrazinu a jeho metabolitů.

Doporučení:

- 1. Zjištěná koncentrace pesticidů indikuje nedostatečnou ochranu zdroje pitné vody, a proto doporučuji dát podnět Zemědělské inspekci ÚKZÚZ k prošetření používání přípravků na ochranu rostlin v dané lokalitě.**
- 2. Doporučuji provádět nadále monitoring pesticidních látek s kvartální frekvencí, aby bylo možné podchytit eventuální extrémní změny koncentrací.**
- 3. Z důvodů předběžné opatrnosti vyplývající z přítomnosti dalších možných metabolitů nebo pesticidních látek a z hlediska důvěryhodnosti obyvatel ke spotřebovávané vodě navrhuji prověřit možnost dodatečné úpravy vody instalací filtru s aktivním uhlím.**

Pozn.: Uvedený závěr je platný za předpokladu platnosti poskytnutých výchozích podkladů.

7. Literatura

1. Atrazine and Its Metabolites in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, 2011.
2. ATSDR, Division of Toxicology: Toxicological Profile for Atrazine, Appendix A: Background Information for Atrazine and Desethylatrazine.
3. Human Health Assessment: Atrazine, Report for the Minnesota Department of Agriculture's Pesticide Registration Review.
4. Delzell E., Mandel J., Breckenridge Ch.: A Review of the Epidemiological Studies on Atrazine and Other Chlorotriazine Herbicides, IARC, Vol. 73, 2004.
5. Richards R.P., Baker D.B., Christensen B.R. a Tierney D.P.: Environmental Science and Technology, 29 (2), 406 -12 (1995): Atrazine Exposures through Drinking Water: Exposure Assessments for Ohio, Illinois, and Iowa.
6. Rinsky J.L., Hopenhyan C., Golla V., Browning S., Bush H.M.: Atrazine Exposure in Public Drinking Water and Preterm Birth, Public Health Rep. 127, 72-80 (2012).
7. Almberg K.S., Turyk M.E., Jones R.M., Rankin K., Freels S., Stayner L.T.: Atrazine Contamination of Drinking Water and Adverse Birth Outcomes in Community Water Systems with Elevated Atrazine in Ohio, 2006–2008. Int. J. Environ. Res. Public Health, 15(9), 1889 (2018); <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6164008/>.
8. Rusiecki J.A., De Roos A., Won Jin Lee, Dosemeci M., Lubin J.H., Hoppin J.A., Blair A., Alavanja M.C.R.: Cancer Incidence Among Pesticide Applicators Exposed to Atrazine in the Agricultural Health Study, Journal of the National Cancer Institute, Vol. 96, No. 18, September 15, 2004.
9. Hessel, P. A., Kalmes, R., Smith, T. J., Lau, E., Mink, P. J., Mandel, J.: A Nested Case-Control Study of Prostate Cancer and Atrazine Exposure, Journal of Occupational and Environmental Medicine: 4, 379-385 (2004).
10. US EPA: Atrazine Updates, Current as of January 2013, https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/atrazine_update.html#atrazine.
11. Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickými látkami v pitné vodě, Autorizační návod 16/04, verze 5 (SZÚ, 2018).
12. US EPA: Exposure Factors Handbook, US EPA 2011, update 2019.
13. Ústav zdravotnických informací a statistiky České republiky, Aktuální informace, 48 2002.
14. U.S. EPA Analysis of 1999–2006 NHANES Data on Body Weight of Pregnant Women.
15. Bláha, P. a kol.: 6. celostátní antropologický výzkum dětí a mládeže 2001, SZÚ, Praha, 2005.
16. Baars A.J., Theelen R.M.C, Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn: Re-evolution of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025, 2001.
17. US EPA: Data base IRIS (Integrated Risk Information System), Atrazine, US EPA, 1993

Některé používané zkratky:

WHO – World Health Organization

ADI – Acceptable Daily Intake akceptovatelný denní přívod stanovený WHO pro používané látky v potravinách nebo pitné vodě. Vyjadřuje denní dávku, kterou může člověk celoživotně požívat bez rizika nepříznivých zdravotních účinků. Je udáván v mg/kg/den. Jeho obdobou pro cizorodé látky je tolerovatelný denní přívod – TDI)

TDI – tolerovatelná denní dávka – je obdobou RfDo

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Agentura Ministerstva zdravotnictví USA, jejíž úlohou je ochrana veřejného zdraví před nebezpečnými látkami v prostředí

US EPA - United States Environmental Protection Agency

EFSA - European Food Safety Authority

LOAEL – Lowest Observed Adverse Effect Level – Nejnižší dávka, při které je již pozorovaný nepříznivý zdravotní účinek na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou

NOAEL No Observed Adverse Effect Level – Nejvyšší dávka, při které ještě není na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou pozorován nepříznivý zdravotní účinek

RfDo referenční dávka pro orální příjem – Průměrná denní dávka dané látky, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobém příjmu ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní důsledky. Je udávána v mg/kg/den. Je obdobou ADI nebo TDI, které stanovil WHO.

MRL (Minimal risk Level) Úroveň denní expozice hodnocené látky, která je pravděpodobně bez rizika nepříznivých zdravotních účinků pro člověka. Stanoví je ATSDR pro akutní, subakutní a chronickou expozici,

IRIS (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

JMPR (Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues) Společné zasedání expertů pro potraviny a zemědělství, které se zabývají rezidui pesticidů v potravinách.