



Софийски университет „Св. Климент Охридски“

Физически факултет

Катедра „Метеорология и геофизика“

Венцислав Цветанов Данчовски

Тропосферен озон в град и планина - сравнително изследване в Плана и София

АВТОРЕФЕРАТ

на

Дисертация за получаване на научна и образователна степен „доктор“ по специалност
„метеорология“ 01.04.11

професионално направление 4.1 „Физически науки“

Научен Ръководител: проф дфн Евгени Донев

София, 2012

Дисертантът е бил зачислен в редовна докторантура към катедрата по „Метеорология и геофизика“ на Физически Факултет на СУ „Св. Климент Охридски“. Експерименталните изследвания са извършени на полигони, поддържани от катедрата.

Дисертационния труд е разположен на 103 страници, съдържа 11 таблици и 45 фигури, списъкът с използваната литература е от 135 заглавия.

Дисертацията е обсъдена на разширен катедрен съвет в катедра „Метеорология и геофизика“ на Физически Факултет, СУ „Св. Климент Охридски“ проведен на 22.06.2012 и е насочена за защита пред научно жури в състав:

проф. дфн Евгени Донев

доц. д-р Николай Рачев

проф. дфн Костадин Ганев

проф. дфн Димитър Сираков

проф. дфн Веселин Александров

СЪДЪРЖАНИЕ

Актуалност и мотивировка, цели и структура на дисертацията	1
Методика на изследванията, научни приноси, практическо значение и апробация на дисертацията	2
1. ВЪВЕДЕНИЕ	2
2. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНИ ИЗСЛЕДВАНИЯ	6
3. ПРОВЕРКА НА КОНСТРУИРАНИЯ МОДЕЛ ЗА SWP	7
3.1. Предварителен анализ	7
3.2.Верификация на модела	9
3.3.Изводи	14
4. ОСОБЕНОСТИ В ПОВЕДЕНИЕТО НА ПРИЗЕМНИЯ ОЗОН И МЕТЕОЕЛЕМЕНТИТЕ, СТАТИСТИЧЕСКИ ЗАКОНОМЕРНОСТИ И ДЕНОНОЩЕН ХОД	14
4.1. Годишни и сезонни особености в озоновата концентрация	14
4.2. Статистически връзки озон - метеоеlementи	16
4.3. Особености в денонощния ход на приземния озон, връзки с динамиката на АГС	22
4.4.Изводи	25
5. ОЦЕНКИ НА РИСКА ОТ ОЗОНОВО УВРЕЖДАНЕ ЗА ГОРСКИ ЕКОСИСТЕМИ	26
5.1. Оценки базирани на експозицията	28
5.2. Потокови оценки	32
5.3.Изводи	38
6. ЗАКЛЮЧЕНИЕ	38
ОСНОВНИ ПРИНОСИ	39
БЛАГОДАРНОСТИ	40
СПИСЪК С ПУБЛИКАЦИИ	41
БИБЛИОГРАФИЯ	41

Актуалност и мотивировка. Изучаването на тропосферния озон се радва на засилен научен интерес от 50-те години на миналия век, тъй като той е замърсител, който директно влияе на екосистемите и човешкото здраве, също така, явявайки се парников газ, O₃ може да доведе до промени в климата, и по този начин индиректно да повлияе на живота на Земята. Основно изследванията са насочени към разбирането и правилното описание на процесите управляващи динамиката на приземният озон (*Ordóñez et al.2004*). Настоящото въздействие на O₃ върху екосистемите, а също и методите за оценка също са предмет на проучвания. Като правилното интерпретиране на процесите, контролиращи озоновото влияние в многообразието от условия на средата се оказва от значителна важност (*Emberson 2003*). Актуален е и въпросът за измененията в това въздействие на фона на глобални климатични промени. А също и влиянието на озона върху самата климатична система(*Ashmore 2005*). Това са и причините за интереса ни към изследванията на тропосферният озон в паралелни екосистеми.

Главните цели на настоящето изследване са свързани с потвърждаване на съществуващи и установяване на нови закономерности в поведението на приземният озон, породени от специфичните микроклиматични особености в градски и естествени-планински условия и оценките на риска от увреждане за горските екосистеми съгласно съвременните методики. Влиянието на параметрите на средата, по-точно на потенциала на водата в почвата (SWP), върху усвоеният от растенията озон е съществена част от тази работа поради сериозните рестрикции, които той налага върху потенциалната озонова опасност. Основните изследвания и резултати са базирани на непрекъснати многогодишни метеорологични наблюдения, а също и специфични измервания, целящи получаването на максимално подробна картина за интересуващите ни процеси.

Структура на дисертацията. Дисертационният труд включва 106 страници, 11 таблици и 45 фигури, като е оформен по следният начин:

В 3 параграфа от **глава 1** последователно са изложени както следва: **1.1.**Произходът, въздействието върху екосистемите и проведените до този момент изследвания на тропосферния озон в България; **1.2.**Методите за оценка на риска от озоново увреждане; **1.3.**Сведения за поведението на водата в почвата, основно засягащи нейния потенциал и моделирането му.

В **глава 2** се дава информация за полигоните, на които са провеждани измерванията, а също и информация за използваната апаратура.

В **глава 3** е изложен въпросът, касаещ един важен елемент от потоковите оценки, именно конструираният модел, описващ потенциала на водата в почвата, поради силните рестрикции, които той налага върху поведението на устицата на листата, породени от недостига на достъпна за растението вода.

Не малка част от работата (**глава 4**) е посветена на изследването на динамиката в приземната озонова концентрация, породена от локален синтез на O₃ и транспортни

процеси. Влиянието на еволюцията на атмосферния граничен слой върху тропосферния озон също е обсъдено във въпросната глава.

Крайната цел на настоящият труд - даването на оценка на риска от увреждане за горски екосистеми е изложена в **глава 5**. За целта се прилагат текущо-известните подходи базирани на O_3 експозиция, а също и усъвършенстваният метод, отчитащ вертикалния поток O_3 от атмосферата към растителността и усвояването му от последната. Всички оценки са направени на база най-актуалните, приети за Европа критични стойности, дадено е и сравнение с оценките от модел за цяла Европа (EMEP).

Глава 6 е заключението, в което обобщаваме получените резултати.

Обща методика на изследванията. Използваните в дисертацията методи са базирани на физическата интерпретация на процесите и явленията, касаещи поведението на потенциала на водата в почвата и динамиката в приземната озонова концентрация. За количествени оценки на качествено обяснените зависимости между озона и параметрите на средата са използвани статистически подходи. Оценките на риска от увреждане са правени на базата на утвърдена методика, базирана на мащабни биологични и статистически изследвания.

Обща характеристика на научните приноси. За първи път в България е направено паралелно изследване на поведението на приземния озон в градска и планинска станция. Динамиката в O_3 концентрация за градската станция е обвързана с образуването на локална циркулация и еволюцията на АГС. Показано е, че данните от планинската станция мога да бъдат разглеждани като фонове такива. Конструирването на модел за потенциал на водата в почвата, описващ състоянието на достъпната за растенията вода също не е правено до сега у нас. За първи път в България е показано и влиянието на влагата в почвата върху усвояването на озон от растенията.

Практическо значение. Практическата насоченост на работата е съществена, предложеният модел за *SWP* може да залегне в оценките на риска от засушаване и загубата на селскостопанска продукция. Също така би могъл да се използва след подходящо параметризиране и за оценка на пожароопасността. Получените оценки за риска от увреждане, базирани на най-съвременните подходи (усвоена доза озон) могат да послужат на компетентните институции при изготвянето на съответните политики.

Апробация на дисертацията. Основните резултати от дисертацията са изложени в 9 публикации в български и международни списания, техен списък е приложен в края на работата. Резултатите са докладвани на научни семинари в катедра „Метеорология и геофизика“ при Физически факултет на Софийски университет „Св. Климент Охридски“ и на Meetings in Physics 2011 .

1. ВЪВЕДЕНИЕ

Тропосферният озон е замърсител оказващ вредно влияние на респираторната система (*WHO 2000*) и съществен компонент от фотохимичния смог, вредно е и неговото

въздействие върху растителността (*Fuhrer & Booker 2003; Karlsson et al. 2003*), затова изследването му представлява интерес, особено, в контекста на настъпващите глобални промени в заобикалящия ни свят. Производството и разрушаването на тропосферният озон е резултат от фотохимични реакции с участието на въглеводороди – следствие от емисиите на горива, но също и от естествената растителност, в присъствие на азотни оксид (NO_x)- от изгаряне на горива и биомаса. В градски райони обикновено концентрацията на NO_x е висока, а формирането на O_3 е ограничено заради недостатъчното ЛОС (летливи органични съединения), докато далеч от населените места продукцията на озон е NO_x лимитирана. O_3 нараства с нарастването на температурата и намалява с увеличаването на относителната влажност. Обикновено високите летни концентрации се свързват с високи: температури, стойности на слънчевата радиация и налягане (*Ordóñez et al. 2004*). Транспортните процеси в условия на високо атмосферно налягане също могат да допринесат за завишените озонови концентрации. Обменните процеси със стратосферата (богата на озон) са също причина за високи приземни концентрации, особено през пролетта поради циклогенез и пропадания в тропопаузата (*Monks 2000*), като сложната съвкупност от параметри и процеси определя коренно различен денонощен ход на приземната озонова концентрация във високопланински райони спрямо ниско разположени долини или равнини (*Senik et al. 2005*).

Интересът към приземния O_3 в България и въздействието му върху горски екосистеми датира от началото на 90-те години на миналия век. Основните проучвания са провеждани в неурбанизирани райони в южните части на страната. Изследванията са били насочени главно към поведението на тропосферния озон в планински и крайбрежни (*Donev 1996, 1997, 1998, 1999, 2002; Zeller 1997*) горски екосистеми. Анализирани са фоновите концентрации на O_3 за страната (*Donev 2002*). Разгледано е типичното поведение на озона във високопланинска станция (*Donev 1997, 2002*), а също така и специфичните особености в денонощния ход, предопределени от локалната циркулация : планинско-долинна (*Zeller 1997, Donev 1998, 1999*) и бризова (*Donev 2002*). Правени са оценки на риска от увреждане за гори посредством актуалните за времето си експозиционни методики (*Donev 2002*). Посредством „прохождащия“ тогава алгоритъм на акумулиран поток през устицата на листата също е оценяван риска за горски екосистеми. Основните изводи са били, че критичните нива са многократно превишени и съществува реална опасност от увреждане на горите в България. В настоящата работа ще проверим доколко се е изменило положението, но вече използвайки подобрени методики с актуализирани параметри.

Макар неблагоприятните ефекти на озона върху растенията да са забелязани още 50-те години на миналия век едва в края му O_3 започва да се счита за един от най-важните замърсители и влиянието му става обект на редица изследвания (*Fuhrer & Booker 2003; Karlsson et al. 2003*).

За оценка на риска от озоново увреждане на растителността в Европа се използват показатели базирани на експозицията и усвоената доза (*Ashmore et al. 2004; Mills 2004*). Тези показатели дават биологично смислени оценки в местен и регионален

мащаб на базата на ограничено количество данни, без излишно усложняване на формулировките (Hayes et al. 2007; Paoletti and Manning 2007; Simpson et al. 2007). Първите се основават само на озоновите концентрации, докато вторият подход изисква проводимостта на устицата на листата, независимо кой от двата подхода използваме за оценка на уврежданията, за начало се нуждаем от концентрацията на O₃ на височината на растителността (Mills 2004). Ясно е, че подобни корекции са необходими независимо от избраната метрика, щом в нея е заложена концентрацията на височината на растенията (Paoletti and Manning 2007; Tuovinen et al. 2007). В Mills 2004 се предлага изключително проста методика базирана на табулиран мащабиращ фактор за получаване вертикалния профил на концентрацията, на която се спираме и ние. Актуални за Европа са базираните на озоновата концентрация индекси, описващи експозицията над определена прагова концентрация за определен интервал от време. Един такъв индекс е МРОС – Максимално Допустимата Озонова Концентрация (Krause et al. 2003). Този индекс се основава на низходяща подредба по стойностите на средно-часовите озонови концентрации за различни периоди като се категоризират в три групи с различен риск (Krause et al., 2003). По-широко застъпен е т.нар. АОТХ индекс. Той представлява акумулираните часови стойности на озоновата концентрация, превишаваща някаква прагова стойност X (за гори X=40ppb) (Fuhrer et al. 1997). При този метод се приема, че високите O₃ концентрации имат съществен принос към усвоеният от растенията озон, като се цели получаването на критични стойности (CL) непревишаването, на които гарантира защита на най-чувствителните видове (текущото CL=5 ppm h). Прието е, че превишаването на критичното ниво води до 5% редукция в растежа на база активния период за растението (Karlsson et al. 2004). Първичен вариант на този индекс е SUM0, който дава акумулираната експозиция без прагово ниво (т.е. няма отчетени защитни механизми в растението) за активен период (април-септември). Обикновено този индекс е използва само при сравняване на станции, без да се асоциира с определен риск. Най-съвременна е потоко - базираната концепция - AF_{st}, при която се изчислява усвоеният озон от листата посредством устицата им (Fuhrer et al. 1997; Emberson et al., 2000; Karlsson et al. 2003; Karlsson et al. 2004; Massman 2004; Matyssek et al., 2004, Matyssek et al. 2007, Matyssek et al. 2008; Uddling et al., 2004; Musselman et al. 2006), тъй като погълнатото количество озон описва по-добре от експозицията наблюдаваните увреждания (ново наименование **PhytotoxicOzoneDose** -POD). Към момента приетата прагова стойност за потока за гори, над която става акумулирането е 1 nmol O₃ m⁻² s⁻¹ PLA (проектирана листна площ) (старата бе 1.6), критичната стойност е 4 и 8 nmol O₃ m⁻²PLA съответно за широколистни и иглолистни. Превишаването на последните е свързано с 4 и 2% редукция в биомасата (Mills 2004).

Основа на POD индексът е моделирането на проводимостта на устицата - g_{sto} , като се използва т.нар. мултипликативен алгоритъм предложен от Jarvis (1976). При тази методика се приема, че различните фактори отговорни за проводимостта на устицата не се влияят един от друг, като тя има вида:

$$g_{sto} = g_{max} \min (f_{phen}, f_{O_3}) f_{light} \max [f_{min}, (f_{temp} f_{VPD} f_{SWP})].$$

Където g_{max} е максималната видово-специфична проводимост, а параметрите f_{phen} , f_{O_3} , f_{light} , f_{min} , f_{temp} , f_{VPD} , f_{SWP} са в относителни тегла спрямо g_{max} (т.е. заемат стойности в интервала

0-1) като f_{phen} отразява модифицирането на максималната проводимост по фенологични причини, свързано е с възрастта на листата/игличките. f_{O_3} е свързано с видово-специфична реакция на устицата към повишените O_3 концентрации, отговорна е за различните защитни и регенеративни способности. Към настоящия момент знанията по този въпрос са недостатъчни и за това за гори тези ефекти не се отчитат, т.е. $f_{O_3} = 1$, при селскостопански култури, обаче се включва, като отразява преждевременното стареене на листата и последвалата редукция в проводимостта на устицата. f_{light} дава относителната реакция към осветеността, т.е. към потока фотосинтетично активната слънчевата радиация (PAR). f_{min} е относителният минимум на проводимостта през светлата част на денонощието. f_{temp} дава относителното изменение на проводимостта, обуславяно от температурата на въздуха. f_{VPD} представлява ограничението в отвора на устицата поради дефицита на водна пара (VPD). f_{SWP} показва влиянието на водата в почвата, посредством водният потенциал (SWP – Soil Water Potential). Подробно методиката за определяне на проводимостта на устицата може да бъде намерена в последната ревизия на *Mills 2004*.

Във връзка със сериозните рестрикции, налагани от SWP върху проводимостта на устицата (*Grulke et al. 2002 Grassi & Magnani 2005*; , *Mediavilla and Escudero 2003*; *Rico et al. 1996*), бе необходимо моделирането на въпросната почвена характеристика, в периодите когато последната не бе измервана.

Използвайки приходната (валеж- P) и разходната (изпарение- ET) част на баланса на вода в почвата и вида на характеристичната крива, даваща връзка между $SWP(\Psi)$ и водосъдържанието (*Fredlund and Xing 1994*; *Mintz and Walker 1993*) конструирахме подобен на предложеният от Zweifel (*Stampfli and Zeiter 2008*) модел, в който двата процеса на омокряне и изсушаване се контролират от съответните съпротивления, зависещи от SWP :

$$\Psi = \Psi_{old} - \frac{f_1 ET}{R_{ET}} + \frac{f_2 P}{R_P} \quad \text{тук } f_1 \text{ и } f_2 \text{ са специфични за дадената почва параметри.}$$

Установено е (*Allen et al. 1998*) съществуването на прагова стойност за валежа, под която изменения във водосъдържанието (респективно Ψ) не се наблюдават. Нашите изследвания, базирани на средно-часови измервания показаха, че този критерий трябва да бъде $>1.5\text{mm}$ валеж в рамките на 3 часа, в противен случай изменения в поведението на Ψ не бяха отчетени. Изменението на Ψ вследствие изпарение се контролира от съпротивлението $R_{ET} = (-\Psi)^{f_3} + const_{ET}$ тук f_3 е параметър зависещ от почвената структура, а $const_{ET}$ е добавена за по добра съгласуваност с измерванията. Трябва да отбележим, че макар да нарекохме R_{ET} съпротивление, не трябва да гледаме на него като на фактор възпрепятстващ изпарението. Големината на ET се определя от достъпната за изпарение вода, според видово-специфичните особености на растението и типа почва. R_{ET} описва бързото отслабване на силите на привличане с увеличаване на водната обвивка около почвената частица, т.е. едно и също изменение във водосъдържанието води до по-голяма промяна в Ψ при суха почва отколкото при мокра. Просмукването на падналият валеж в почвата ще води до изменение на Ψ , като

съпротивлението ще е $R_p = P_{12}f_4(-\Psi)^{f_5} + const_p$ тук P_{12} е 12 часовата сума на падналият валеж. Причина за използването ѝ е зависимостта на омокрянето в разглежданата точка от състоянието на горните пластове. f_4 и f_5 са специфични параметри и отново $const_p$ е добавена за по-добра съгласуваност с експеримента. Добавянето на $(-\Psi)^{f_5}$ (в оригиналния модел на Zweifel го няма) е продиктувано от същите причини както описаните по-горе, отново базирайки се на характеристичната крива. Също така този множител ни позволи да ограничим по естествен начин приносът от валежа близо до наситено състояние.

За получаването на необходимото ни изпарение ET съществуват различни модели, базирани на многобройни теоретични и експериментални изследвания (*Priestley and Taylor 1972; McNaughton and Black 1973; Penman 1948; Fisher et al. 2005; Monteith 1965; Monteith 1981*). В настоящата работа е използвано класическото уравнение на Penman-Monteith с корекция за сухи условия (*Allen et al. 1998; Wetzel 1986*) т.е. търсеното изпарение се явява произведение от референтното ET_0 (изпарение от референтна тревна повърхност с фиксирани характеристики, без ограничение в достъпната за изпарение вода) и коригиращ коефициент в зависимост от достъпната за изпарение вода (*Jensen et al. 1991*) $K_S = K_S ET_0$. Когато SWP е по-голямо от -0.5 МПа, растението не е изложено на воден стрес и редуциране на изпарението не се налага (*Rana et al. 1997*), т.е. $K_S = 1$, с приближаването на точката на необратимо увяхване (-1.5 МПа) коефициента се редуцира линейно. Следвайки *Walter et al., 2005* за референтното изпарение ще имаме

$$ET_0 = \frac{\frac{\Delta(R_n - G) + \gamma u_2 \frac{C_n}{T + 273} VPD}{\lambda} + \gamma u_2 \frac{C_n}{T + 273} VPD}{\Delta + \gamma(1 + C_d u_2)}$$

тук C_n и C_d са константи, чиито стойности зависят от типа референтна растителност и избраният времеви мащаб. В нашият случай дневните им стойности са $C_n = 37[\text{K mm s}^3\text{kg}^{-1}\text{h}^{-1}]$ $C_d = 0.24 [\text{s m}^{-1}]$, а нощните $C_n = 37[\text{K mm s}^3\text{kg}^{-1}\text{h}^{-1}]$ $C_d = 0.96 [\text{s m}^{-1}]$. G е плътност на поток топлина в почвата, u_2 е скорост на вятъра на височина 2m, λ – скритата топлина на изпарение, γ е психрометричната константа, Δ е наклона на кривата налягане на наситени водни пари/температура, R_n е радиационния баланс.

2. ЕКСПЕРИМЕНТАЛНИ ИЗСЛЕДВАНИЯ

Паралелните измервания на O_3 и метеорологичните параметри в сравнително близко разположени (23-4 km) типично градска (София - начало на измерванията средата на април 2007) и слабоурбанизирана - планинска (Плана - измерванията стартират в началото на май 2007) станция са реална възможност за изследване и сравняване на сложната динамика в поведението на озона, породена от специфичните микроклиматични особености. Сложните химични взаимодействия, а също и вертикалните обменни процеси са основна причина за бурното изменение на O_3 концентрация в градски условия. Често особености в градския трафик са причина за кратките епизоди с повишена или понижена озонерна концентрация. Поради това, че O_3 концентрация се управлява от съвкупност от процеси и взаимодействия с различен времеви мащаб се налага използването на автоматизирани измервателни станции.

Стремежът ни да получим оценки за въздействието на O₃ върху горски екосистеми постави допълнителни изисквания към набора от измервани величини, а също и изискване за идентично разположение на апаратурата спрямо горската екосистема за да бъде съпоставима получената информация. Така, с използваните станции имаме възможност в относително малки пространствени мащаби да анализираме и съпоставим поведението на приземния озон и да оценим въздействието му върху горските екосистеми, произтичащи от микроклиматичните особености в градски и планински условия.

3. ПРОВЕРКА НА КОНСТРУИРАНИЯ МОДЕЛ ЗА SWP

Добре известните рестрикции налагани от недостига на достъпна за растението вода върху газообмена му (*Mediavilla and Escudero 2003; Rico et al. 1996; Baldocchi 1997*) се явяват причина за нашия интерес към *SWP*. Ясна е нуждата от коректно пресъздаване на динамиката на въпросната величина за периоди, в които тя не е била измервана, поради евентуална възможност от преекспониране на опасността от озоново увреждане при използването на актуалната методика на акумулацията на поток O₃ през устицата на листата.

3.1. Предварителен анализ

Както беше отбелязано, поведението на *SWP* следва да се определя от количеството валеж (*P*) и сумарното изпарение (*ET*). Последно има два компонента: пълният радиационен баланс за почвената повърхност ($R_n - G$) и функция зависеща от *VPD* и вятъра. Направеното сравнение на двете съставни потвърждава известният от литературата (*Penman 1948*) превес на първата компонента. Относителният принос на второто събираемо към изпарението е по-съществен през нощта (Таб. 3.1). Отрицателните стойности на нощната радиационна компонента са израз на радиационното охлаждане, тяхното включване или игнориране е предмет на дискусии, като някои автори (*Walter et al. 2005*) препоръчват те да присъстват в общото изпарение, въпреки че са няколкократно по-малки от дневния радиационен принос, те отразяват важни за баланса на вода в почвата явления като появата на сутрешна роса.

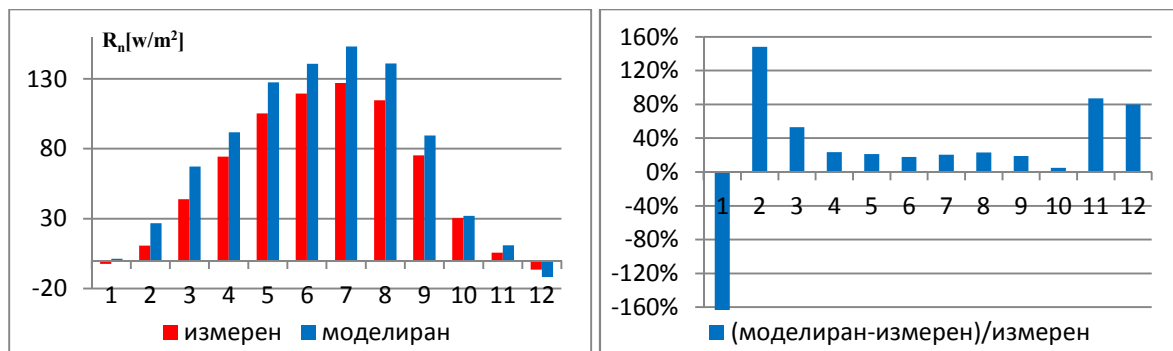
Таб. 3.1 Дневни, нощни и денонощни стойности на компонентите на общото изпарение в София и Плана [mm]

Период	Ден		Нощ		Денонощие	
	Плана	София	Плана	София	Плана	София
Станция						
Компонент						
$R_n - G$	758	658	-111	-95	647	563
<i>VPD</i>	96	40	46	15	142	55

Минималната разлика в радиационните компоненти за двете станции е продиктувана основно от различната надморска височина и мътноста на атмосферата в града, съществено обаче е несъответствието при втората компонента. Макар разликите в дефицита на водна пара за двете станции да са малки (средни стойности 0.41kPa в

Плана 0.51kPa в София, поради по-високата температура), по-затвореният характер на Софийската станция съществено повлиява на вятъра (средна скорост за Плана 1.93m/s, София - 0.53m/s), което се отразява на втората компонента в изпарението. Поради отбелязания минимален принос на въпросната компонента към общото изпарение, считаме, че корекции в скоростта на вятъра за София не са необходими. Същественият принос на радиационната компонента, и факта, че дълговълновата ѝ част бива моделирана продиктуваха у нас засилен интерес към по-детайлно анализиране на R_n . Поради това, в началото на август 2009 в станция Плана бе монтиран сензор, измерващ пълния радиационен баланс. Така, получавайки реална информация за основната част на пълното изпарение, можем да преценим доколко правдоподобни са използваните стойности за разходната част в баланса на почвената вода.

Анализът показва, че моделираният R_n се различава от измерения, като абсолютните разлики през лятото са най-големи, макар тогава относителните такива да са около и под 20% (фиг. 3.1).

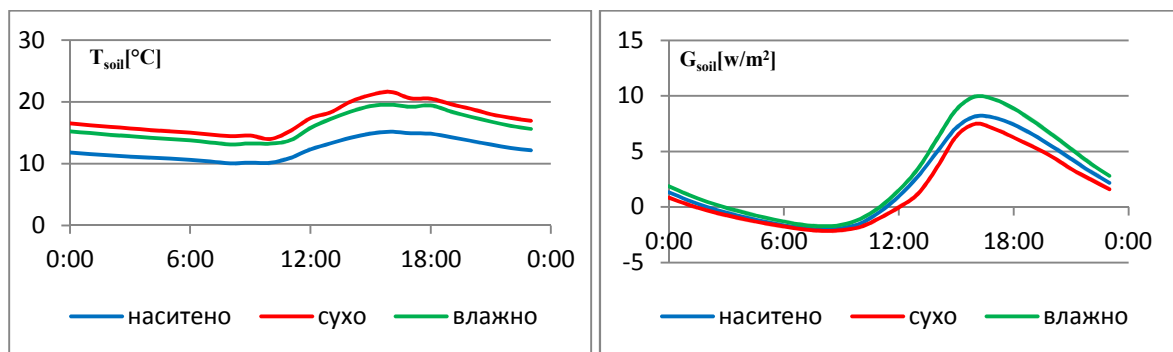


фиг. 3.1 Средномесечни стойности на измереният и моделиран радиационен баланс (ляво). Относителни разлики между изчисленият и измереният баланс(дясно)

За периода 4 август 2009 – 4 ноември 2010 бяха направени изследвания на повишаването на пълното изпарение, вследствие моделираното R_n . Наблюдаваното 23%-но завишение на R_n се „превърща“ в 16% по-голямо изпарение (поради наличието и на втора компонента в ET), основно в интервала от 10 до 16 часа, което изостря денонощния максимум на ET . Това би следвало да се отрази в занижаване на SWP в следобедните часове. Подходящият избор на параметри напълно потиска споменатия ефект и той не се наблюдава. Използването на реалния баланс при изчисляване на изпарението и последващото му вкарване в модела за SWP (с подходящи параметри, различни от тези за моделирания R_n) не показва никакво подобрене в описването на търсената величина. Поради това не сме търсели способ за по-коректно моделиране на пълния баланс, а стриктно сме се придържали към утвърдената методика (Walter et al. 2005).

Макар да търсим количествено описание на съдържащата се в почвата вода, по-точно потенциала, интересни изводи за нейното състояние можем да направим от анализа на метеорологичните параметри косвено свързани с SWP (фиг. 3.2). Така например, резките понижения в хода на почвената температура (T_{soil}) обикновено са продиктувани от охлаждането, вследствие падналият дъжд. В такива ситуации рязка промяна (към

повишение) следва да се наблюдава и в SWP . Също така, периодите на минимални денонощни колебания в T_{soil} следва да са съответстват на много мокра почва (близо до наситено състояние), първо защото по-голяма част от постъпващата енергия отива за изпарение, второ – заради повишена топлопроводност и изглаждане на вертикалния профил на T_{soil} , трето – топлемкостта на почвата се увеличава. От друга страна наличието на съществен положителен тренд в T_{soil} , което следва да е съпроводено с невъзможност за отвеждане на постъпващата от Слънцето енергия може да се разглежда като признак за засушаване. Подобни изводи могат да се направят и относно хода на потока топлина в почвата (G_{soil}). Тъй като той зависи основно от вертикалния температурен градиент, то и особеностите в неговия ход следва да са сходни с тези на T_{soil} . Отново дъждът следва да причинява рязък спад в G_{soil} . В денонощния ход обаче се забелязват различия спрямо този на T_{soil} . Минималните денонощни колебания и най-нисък е максимумът на G_{soil} при суха почва поради силно намалената топлопроводност (за това и T_{soil} тогава е най-висока). Близо до наситено състояние, денонощните амплитуда и максимум са малко по големи, вследствие завишената топлопроводимост и занижената енергия към по-долните слоеве заради максималното изпарение. „Оптимални“ за значителни денонощните различия в хода на G_{soil} са условията на мокра почва, но с ограничен за изпарение запас, тогава по-малка част от постъпващата слънчева енергия отива за изпарение и това заедно с повишената проводимост спрямо суха почва съществено изостря дневния максимум на G_{soil} .



фиг. 3.2 Денонощен ход на почвената температура (ляво) и поток топлина (дясно) близо до наситено състояние, при суха и влажна почва

Така изложените особености в денонощния ход на почвените температура и топлинен поток, продиктувани от ниските или високите стойности на SWP могат да бъдат използвани като наводящи съображения и косвени оценки за съдържанията се в почвата вода за сравнително къси периоди от време. Те не бива да се приемат като категорично доказателство за нивата на SWP , понеже могат да са резултат от вариации в пълната слънчева радиация (явяваща се основна причина за спецификата в денонощния ход на T_{soil} и G_{soil}) вследствие особености в облачността.

3.2.Верификация на модела

За проверка на конструирания модел използваме данните от непрекъснати измервания на необходимите параметри за периода август 2009 - ноември 2010 за станция Плана и октомври 2009 - ноември 2010 за София. Това следва да ни позволи правилно да

моделираме особеностите в годишни ход на *SWP* и по-специално очакваното му понижение в края на лятото.

При предварителната обработка на данните за станция Плана бе установено наличието на около 20 дневен безвалежен период, започващ в началото на август 2010. В този интервал късовълновата слънчева радиация, която е основен компонент в радиационния баланс и дефицитът на водна пара имат високи стойности, което следва да причини съществено изпарение и в резултат на това *SWP* да достигне минимални стойности. В разглежданият период е регистрирано плавно понижение в денонощната амплитуда на G_{soil} , а също така и постепенно увеличаващи се и сравнително високи стойности на T_{soil} , като този ход бива прекъснат от падналия валеж в края на периода. Аналогична картина имаме и в другата станция, като безвалежният период с описаните особености в хода на T_{soil} и G_{soil} е дори по-дълъг, обхващайки и началото на септември. Потвърждение на предполагаемото засушаване в двете станции намираме в измерените стойности на *SWP*, такова следва да се наблюдава и в конструираният модел.

За определяне параметрите на модела е използвано минимизиране на средно-квадратичното отклонение спрямо измерените стойности (метод на най-малките квадрати), като параметрите за двете станции са представени в следната таблица:

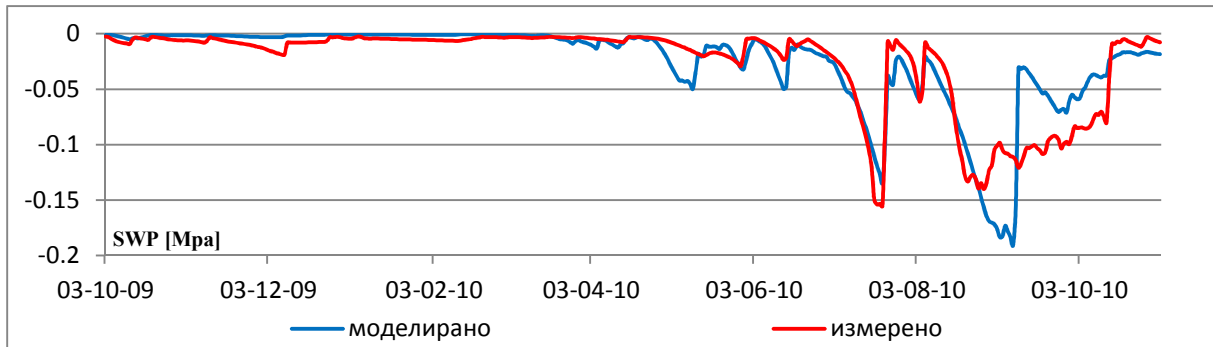
таб. 3.2 Параметри на конструираният модел

	f_1	f_2	f_3	f_4	f_5	$const_{ET}$	$const_P$
Плана	0.0151	2.70	-0.60	2.1	-1.2	2	10
София	0.0122	3.50	-0.50	2.1	-1.3	2	10

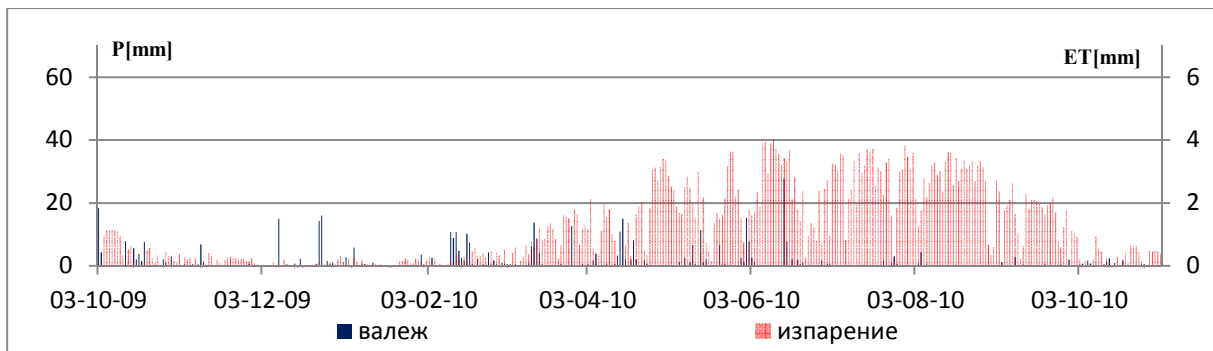
От вида на характеристичната крива следва, че едни и същи изменения във водосъдържанието водят до по-значима промяна в *SWP*, ако почвата е по-суха. Това може да бъде описано само ако стойностите на f_3 и f_5 са отрицателни (в Stampfli and Zeiter 2008 $f_3 > 0$ и $f_5 = 0$). На пръв поглед изглежда, че в етап на засушаване почвеният потенциал ще намалява все по-бързо и по-бързо. Но при такива условия *ET* няма да е константно, а ще намалява поради недостига на достъпна за изпарение вода, тъй като при влажна почва *SWP* е висок и водата е „свободна“ да се придвижва към повърхността и корените, при суха - потенциала е нисък, водата е силно „свързана“ към почвената матрица и е трудно да бъде извлечена. При мокра почва, отрицателната стойност на f_5 позволява по естествен начин да бъде ограничен приносът на втората компонента, когато постъпващата вода следва да се оттече или да се просмуче към по-дълбоки слоеве. За това считаме изказаното твърдение ($f_3, f_5 < 0$) за правилно.

Визуално сравнение на моделираните с измерените стойности на *SWP* за избраните периоди в София и Плана е дадено на следващите графики (фиг 3.3а и 3.4а). Допълнително за всяка станция са дадени дневните суми на измереният валеж и изчисленото изпарение (фиг 3.3b и 3.4b). Веднага се вижда, че през студеното полугодие (от октомври до април) предложеният модел и за двете станции отлично пресъздава състояние близко до наситеното. Това е очаквано поведение тъй като тогава

факторите (радиационен баланс, видово специфична растителна активност) отговорни за изсушаването на почвата са минимизирани. Поради това, че тогава преобладаващата растителност е в състояние на хибернация, респективно не следва да е възможно увреждане, вследствие озонова експозиция, този период не представлява интерес за нашите крайни цели – оценка на риска от озоново увреждане на горските екосистеми в България.



Фиг. 3.3а Изчислено и измерено SWP в София



Фиг. 3.3б Дневни суми на валеж в течна фаза и изчислено изпарение в София

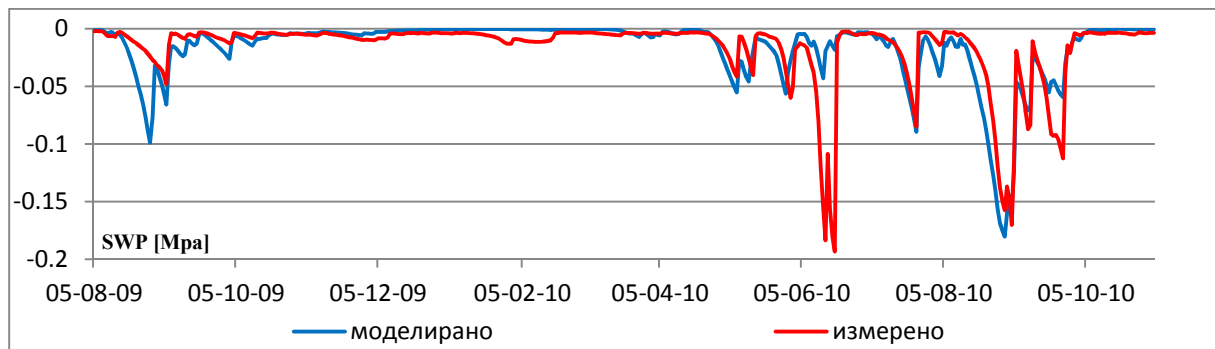
В София съвпадението на моделираните с измерените стойности на *SWP* е много добро, изключвайки един период в края на лятото – началото на есента, когато разминаването е по-значително. За да установим защо се наблюдава такова несъответствие ще направим сравнение на два сходни отрязъка от време, с приблизително еднаква дължина – първи-когато съгласуваността е добра и втори-споменатото разминаване на модела с измерването. При търсенето на сходство в поведението на изследваната величина за различни периоди следва освен с еднаква продължителност също началните и крайни състояния и/или явления да са идентични за да можем да осъществим желаните паралели. Както установихме, дъждът дава сериозен отклик върху почвените параметри и за това началото и краят на периодите ще избираме според падането на значимо количество валеж. Така за първи период (добро съвпадение) се спираме на отрязъкът от 15 юни до 22 юли 2009, завършващ с падането на 1.65 литра дъжд, вторият период (разминаване моделирано-измерено *SWP*) е от 5 август до 9 септември 2009, когато падат 2.79 литра дъжд. Основните метеорологични параметри, имащи отношение към наличието на вода в почвата са дадени в таблица 3.3. На пръв поглед има големи разлики в падналото количество валеж, следва да се отчете, че основната част от него (35.3mm) за първия период е в рамките на първите два дни,

когато *SWP* достига стойности на омокрено състояние, сходни и за двата периода. Следователно имаме два периода с приблизително еднаква продължителност (38 и 36 дни), започващи от близки състояния (*SWP*=-0.017MPa и -0.021MPa) със сходно сумарно изпарение и средна температура на почвата (таб. 3.3).

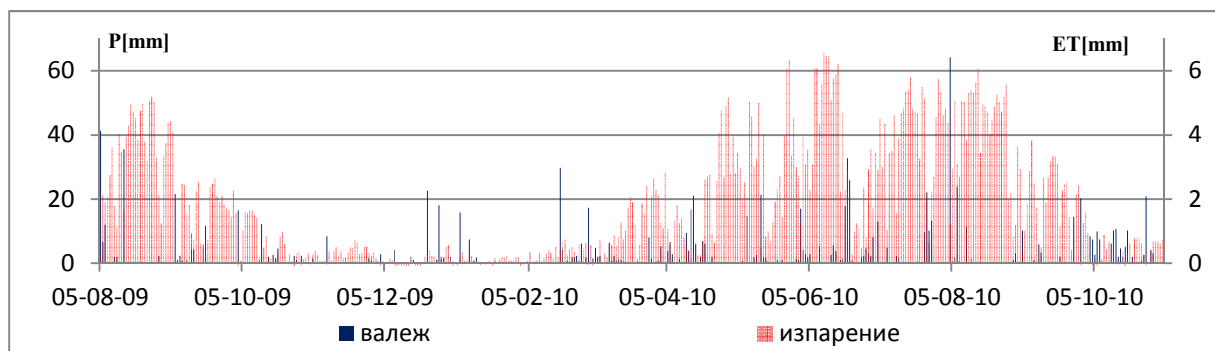
Таб. 3.3 Средна температура на почвата, сумарни изпарение и валеж за периодите 15.06-22.07.10 и 05.08-09.09.10 в София

	T_{soil} [°C]	ET [mm]	P [mm]
15.06.2010-22.07.2010	18.73	93.71	46.23
05.08.2010-09.09.2010	18.72	91.27	8.85

В края на първия падат 1.74mm и това веднага се отразява на *SWP*, а на вторият – 2.79mm дъжд, които не биват отчетени от сензора (моделът естествено ги използва), което поставя под съмнение тяхната реалност. Детайлен преглед на суровите данни недвусмислено показва, че регистрираният в 17:00 валеж е реален (наблюдава се спад в слънчевата радиация, завишаване влажността на въздуха и рязко пропадане в хода на G_{soil}). Възможна причина за липсата на реакция от страна на сензора може да са остатъчни ефекти в отклика му, както и затруднено освобождаване на въздухът от почвените кухини и заместването му с дъждовната вода. В средата на октомври след продължителен, но малък по обем (3.72mm) валеж сензорът отчита близко до наситено състояние, сходно с полученото от модела (фиг 3.3а).



Фиг. 3.4а Изчислено и измерено *SWP* в Плана



Фиг. 3.4b Дневни суми на валеж в течна фаза и изчислено изпарение в Плана

Съпоставката на моделираното и измереното *SWP* за станция Плана (фиг. 3.4а) също показва сравнително добро съвпадение. Изключение правят два периода, които следва да бъдат детайлно разгледани: първи в самото начало и втори – в средата на юни. За

изясняване поведението в първата ситуация следва да се отчетат особености в правилното поставяне на SWP сензорът. Последното изисква първоначално омокряне както на сензора така и на почвата след неговото поставяне. Това обяснява по-слабото изсушаване на почвата регистрирано от датчика, което не се наблюдава от модела, в който допълнителното количество вода не е отчетено. При анализа на второто разминаване ще подходим както в станция София. Отново ще потърсим период със сходна продължителност и най-вече сходство в количеството регистриран валеж. Поведението на T_{soil} и G_{soil} също ще бъде взето под внимание. И така „проблемния“ период, в който сензорът е отчетел прекалено голямо спрямо модела изсушаване на почвата е от 04 юни до 20 юни. Паралел ще правим с отрязъка от 08.07 до 25.07. Периодът на ярко несъответствие започва с 4.57mm валеж в първите два дни и завършва с 17.78mm, а периодът на значителна съгласуваност с 4.86mm и 22.10mm. Имащите пряко отношение към SWP метеопараметри са дадени в таб.3.4.

таб. 3.4 Средна температура на почвата, сумарни изпарение и валеж за периодите 04.06-20.06.10 и 08.07-25.07.10 в Плана

	T_{soil} [°C]	ET [mm]	P [mm]
04.06.2010-20.06.2010	16.25	82.65	42.42
08.07.2010-25.07.2010	17.46	74.29	41.66

При подбраните периоди се наблюдава огромна разлика в степента на засушаване според модела и измерванията за първият и пълно съвпадение при вторият. Макар да сме получили малко по-високо изпарение за първия период, трябва да отчетем факта, че през него валежите са много по-регулярни (изключвайки крайните валежи остават 4 дни, в които сумарното количество е 17.27mm, като в всеки един от тях $P > 0.2ET$). Анализът на поведението на T_{soil} и G_{soil} в тези дни категорично потвърждава тяхното съществуване. Регистрираната промяна на SWP обаче е минимална и не съответства на постъпващата вода. Също така средната почвена температура е по-ниска от тази за периода на добра съгласуваност, което не подсказва по-голямото регистрирано засушаване. Отново, както в София, причина за това може да е задържането на въздух в почвените кухини, възпрепятстващ постъпващата вода. Възможно е наблюдаваното различие да е резултат от съществуващия хистерезис в характеристикната крива.

Не на последно място, изхождайки от нашата главна цел: оценка на риска от озоново увреждане за горски екосистеми, ще дадем представа за относителното изменение в тези оценки продукувано от моделирането на SWP.

таб. 3.5 Относително изменение на потоките оценки вследствие моделирането на SWP

	София	Плана
иглолистни	-7.49%	-9.01%
широколистни	-5.38%	-1.09%

Много важно в случая е, че произтичащите от моделирането на SWP грешки в оценката на риска са отрицателни. Това означава, че няма опасност от изкуствено преекспониране на опасността от вредно озоново въздействие.

3.3.Изводи

В стремежа си да опишем поведението на *SWP* в годините, когато последното не е било измервано комбинирахме класически подход за изпарението от постиласката повърхност с баланса на вода в почвата. Прибавяйки особеностите в характеристичната крива създадохме прост параметричен модел за интересуващата ни величина. Проверка и верификация на предложената методика бе извършена в два различни полигона, с различни микроклиматични характеристики. В предварителният анализ разгледахме особеностите в хода на T_{soil} и G_{soil} , които подсказват динамиката на *SWP*, тези косвени индикации бяха потвърдени от измерванията. Същите внесоха яснота в периодите на разминаване между измереното и моделираното *SWP*.

Цялостното поведение на модела е повече от задоволително. Той успешно възпроизвежда регистрираната от сензора динамика на изследваната величина. Най-важно за нашите цели е, че минималните различия не водят до преекспониране на риска от озоново увреждане.

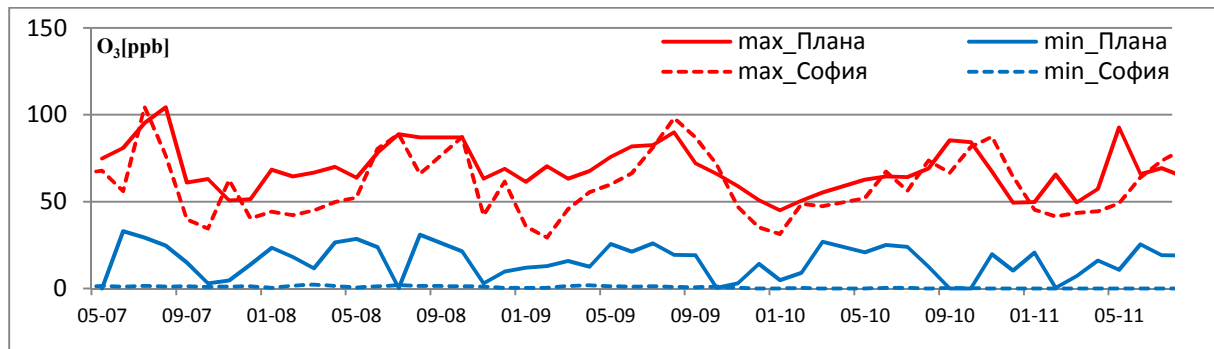
4. ОСОБЕНОСТИ В ПОВЕДЕНИЕТО НА ПРИЗЕМНИЯ ОЗОН И МЕТЕОЕЛЕМЕНТИТЕ, СТАТИСТИЧЕСКИ ЗАКОНОМЕРНОСТИ И ДЕНОНОЩЕН ХОД

Наличието на озон при земята е плод на комплексни процеси с различни пространствено-времеви мащаби. Неговото поведение е повлияно както от глобалните и локални транспортни процеси така и от местните микроклиматични особености и наличието на съответните му прекурсори. Поради това потвърждението на известни, общовалидни закономерности, а също така и разкриването на специфичните местни особености в динамиката на тропосферният O_3 се радват на засилен научен интерес. Наличието на непрекъснати, паралелни измервания на приземния O_3 и метеоелементите в планинска (Плана) и градска (София) станция от средата на 2007 година предоставя възможност за анализиране на съвместното им поведение, определяно от процеси с различни пространствено-времеви мащаби. При изследването на това поведение ще започнем с крупномащбните дългопериодични процеси и подобие в хода на елементите като постепенно ще стигнем до специфичните особености в рамките на денонощието.

4.1.Годишни и сезонни особености в озоновата концентрация

За изследване на дългопериодичните особености в O_3 концентрация ще разгледаме поведението на месечните минимални и максимални стойности за двете станции в продължение на целия период на изследване. Въпросните характеристики са нагледно представени на фиг. 4.1. Впечатление прави хода на минималните месечни стойности за София, които са близо до нулата, заради озон-разрушаващото действие на градските замърсители като в студените месеци образуването на инверсия засилва този процес, тя също ускорява и скоростта на сухо отлагане. Често ниските стойности са резултат от паднал валеж или мъгла, повишаващи O_3 депозиция. В Плана при липса на локални замърсители остават динамичните причини, съчетани с отлагане. Резките пропадания в

минималният O_3 за планинската станция се дължат на периоди със значителна облачност и обложни валежи (отлагането е повишено).



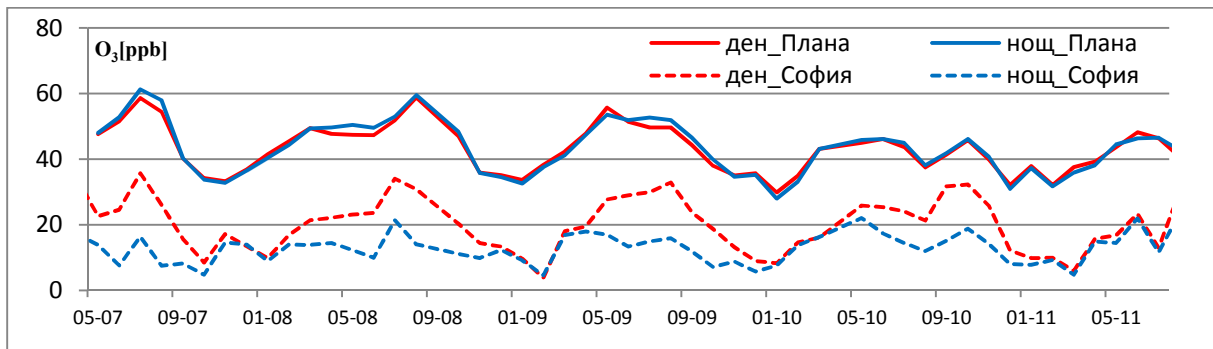
Фиг. 4.1 Месечни максимални и минимални стойности на измерената озонска концентрация в Плана и София

При анализа на максималните стойности веднага се забелязва сходство в двете станции. Очевидно това поведение е резултат от крупномасабни фактори, предизвикващи кратки епизоди с високи O_3 концентрации дори в градската станция. Обикновено максималните стойности са в пролетните и есенните месеци, което подкрепя тезата за динамични причини, т.е. активизирането на обменните процеси стратосфера-тропосфера, което е много характерно за фонова станция (*Senik et al. 2005; Rannik et al. 2008*).

Анализирайки средните месечни стойности (фиг.4.2) се вижда, че в планинската станция те са с около 20 и повече ppb над регистрираните в градската. Това е очаквано различие продиктувано от надморската височина (вертикалният градиент на приземния озон в умерените ширини за първите 1-3 км е 4-8ppb/km (*Fortuin and Kelder 1998*) и най-вече от орографията (низходящи, богати на озон потоци (*Senik et al. 2005; Rannik et al. 2008*)). Тези различия следва да имат сезонен ход, трябва да са по-големи през студеното полугодие. Тогава локалният синтез в градската станция е слаб и измереният озон е резултат от транспортни процеси, съчетано със занижаване на стойностите поради отлагането и химични реакции с градския смог, значително усилен в условия на инверсия. През топлите месеци, такава атмосферна стагнация над София не се наблюдава, което заедно със завишения синтез поради по-високите стойности на слънчевата радиация и естествени ЛОС следва да отслаби разликите между станциите. За това, изхождайки от това, че синтезът на O_3 е зависим от слънчевата радиация, разделяме данните на дневни и нощни (използваният критерий е сумарната слънчева радиация да е над (респективно под) $10 W/m^2$). С така получените две редици осредняваме за всеки месец, като резултатите са представени на фиг 4.2.

Това дава възможност веднага да се видят различията в двете станции за топлото и студено полугодие. Голямата амплитуда за София през летните месеци е резултат от наличието на съществен денонощен ход в O_3 . Тъй като в градската станция превес има фотохимичният синтез, това води до наличие на описаните големи летни различия и липса на такива в студените месеци, когато слънчевата радиация е слаба - занижен синтез, а депозицията значителна - чести инверсии, мъгливо и влажно време. На фона на съществените разлики между дневните и нощните средномесечни стойности за

летните месеци в градската станция такива на практика липсват в Плана. Дори когато има минимални такива те са резултат от по-високи нощни стойности.



Фиг. 4.2 Средномесечни дневни и нощни стойности на озоната концентрация в Плана и София

Очевидно споменатите особености в планинската станция са продиктувани от липсата и/или минималният при това обрънат денонощен ход там. Вижда се, че разликите са най-ясни в есенните месеци (през 2008 разликите са основно през април, май и юни), като резултат от активизиране на обменните процеси със стратосферата. Следователно отбелязаните особености в поведението на приземния O_3 в Плана са резултат от динамиката в атмосферата и са типични за планинска станция, разположена в чист район, това ни дава основание да твърдим, че станция Плана може да бъде използвана като фонова такава.

4.2. Статистически връзки озон - метеоеlementи

Както вече изяснихме, динамиката в стойностите на приземния O_3 е резултат от процесите на локален синтез и разрушаване, а също така и от преноса на озон и/или озониви прекурсори и разрушители. Несъмнено интензивността и скоростта на въпросните процеси ще зависи от параметрите на околната среда. Поради това съвместното изследване на тропосферния озон и метеорологичните елементи, по своя ход уникални за избраният район, е актуален научен проблем. Въпросът за вида и степента на влияние на споменатите процеси е наистина труден тъй като те представляват сложна съвкупност от физико-химически закономерности, често с нелинеен характер и многобройни взаимни връзки.

В настоящата част ще дадем физически обосноващите причини за наблюдаваното поведение на озона спрямо метеоеlementите, а също и степента на въпросната зависимост посредством коефициентът на корелация r .

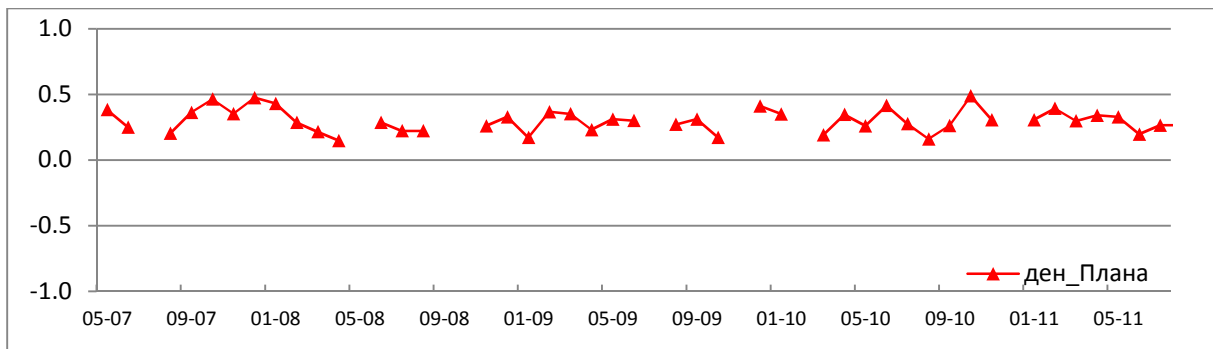
Анализът ще са базира на пълните редици от данни, от които ще изчислим месечните корелационни коефициенти на O_3 с избраните метеоеlementи, същите ще намерим и за разделените на дневни и нощни данни (отново е използвана прагова стойност $10W/m^2$ за сумарната слънчева радиация). Преди да пристъпим към обработката, първоначалните данни бяха внимателно прегледани за системни грешки, като последните бяха отстранени. Отбелязваме също факта, че поради компрометиране на данните за вятър от станция Плана до началото на 2009 те не фигурират в нашите

разглеждания. Измервания на атмосферното налягане с правени само в Плана и то до септември 2008, за това и по нататъшен анализ относно въпросния елемент липсва. При изчисляването на r сме използвали 5% ниво на значимост ($p \leq 0.05$) коефициентите на корелация, нямащи зададената статистическа сигурност (95%) не присъстват в анализа (отпадналите коефициенти имат много малка по модул стойност от 0 до 0.11).

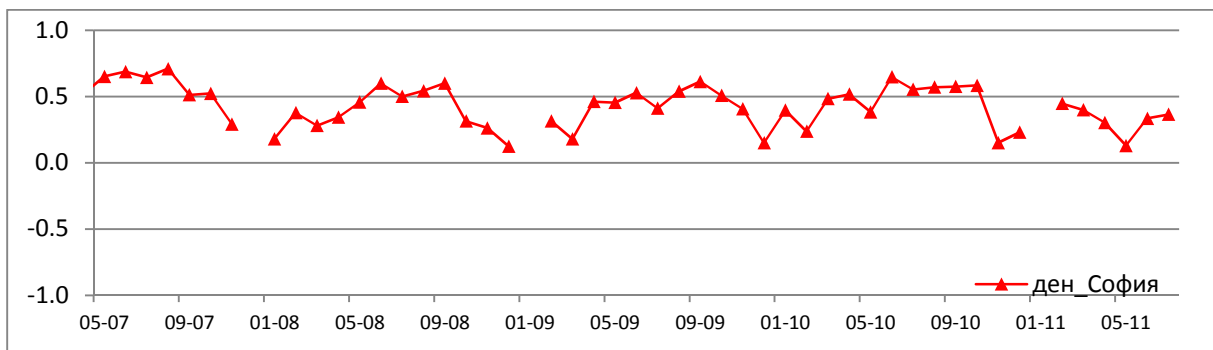
Зависимост на O_3 от:

- сумарната слънчева радиация

Както споменахме озонът е продукт от фотохимични реакции и освен това той бива разрушаван вследствие фотолиза, а също така не трябва да се пропуска факта, че отлагането на O_3 през устицата на листата зависи от стойностите на слънчевата радиация. Следователно действието на слънчевата радиация върху нивата на приземен озон не е еднозначно, което следва да се прояви като изменяща се в различните сезони корелация между двата елемента. Следва още да се наблюдава по-силна връзка в станции, за които локалният синтез на O_3 преобладава над транспорта. Тези предварителни очаквания за r между двата елемента се потвърждават от дадените по-долу графики:



Фиг. 4.3а Месечни стойности на коефициента на корелация между озонната концентрация и сумарната слънчева радиация в Плана



Фиг. 4.3б Месечни стойности на коефициента на корелация между озонната концентрация и сумарната слънчева радиация в София

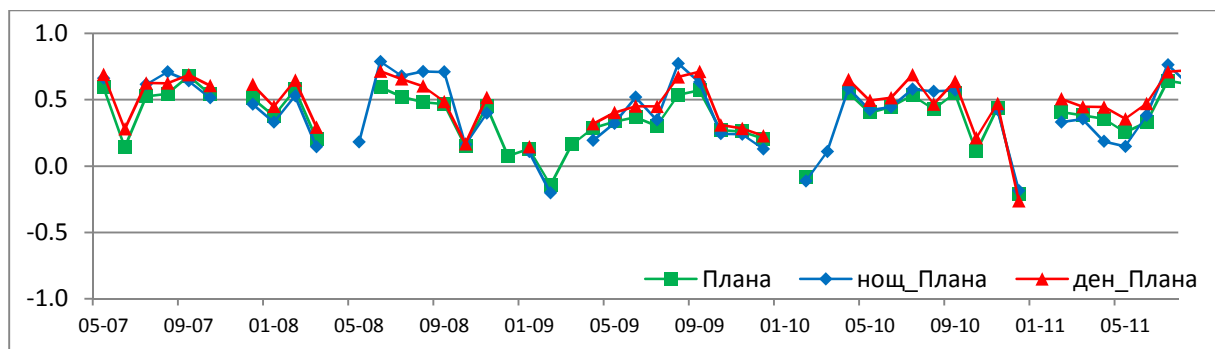
Сравнително слабата връзка на озона със слънчевата радиация в Плана, както и отсъствието на ясно изразен годишен ход (който би се проявил ако озонът там беше с локален произход)заедно с показаните вече малки денонощни разлики в O_3

концентрация още веднъж потвърждават удачният избор на станция Плана за фонова такава. В София, където местните фактори имат превес над транспортните процеси корелацията е много по-силна особено лятото, а зимата отслабва, с което се оформя и годишен ход, т.е. може да се заключи, че слънчевата радиация има силно влияние върху озоновите нива в градската станция (това заключение е в съгласие с установеният вече съществен денонощен ход на O_3).

- температурата на въздуха

Известна е положителната връзка между температурата и приземната озонова концентрация. Такова поведение може да се очаква с оглед положителната връзка на двата елемента със слънчевата радиация, т.е. съществува скрита корелация между озон и температура. Друга зависимост, касаеща температурата е свързана с живота на ПАН (пероксиацетилнитрати), които реагират с озоновите прекурсори NO_x и HO_2 (Sillman and Samson 1995). Така при ниски температури ПАН извличат озоновите прекурсори и нивата на O_3 са ниски. Освен това емисиите на естествени ЛОС също са температурозависими (нарастват при високи температури). Отлагането на O_3 през устицата също е функция на температурата, като съществува видовоспецифична критична стойност, над която устицата се затварят, предотвратявайки активното озоново усвояване.

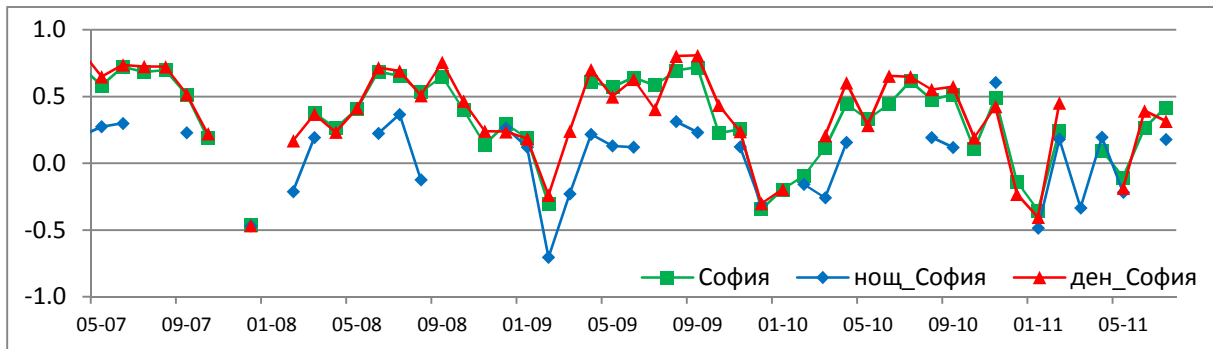
Поради тези причини следва да се наблюдава положителна корелация между разглежданите метеоеlementи, която трябва да притежава сезонна изменчивост поради сезонния характер на температурата и фенологията на растенията. Тази връзка (O_3 - температура) трябва да бъде по-силна в по-замърсените райони, тъй като там нивата на NO_x са високи, а на ЛОС – ниски. Следователно озоновата продукция е ЛОС лимитирана, което може да се преодолее при по-високи температури, но ниските такива могат да доведат до ограничение в продукцията на O_3 вследствие намаляването на NO_x .



Фиг. 4.4а Месечни стойности на коефициента на корелация между озоновата концентрация и температурата на въздуха в Плана

Изложените предположения за корелацията на озона с температурата се потвърждават и от показаните графики. Открояват се добре изразеният годишен ход в София (в следствие на предимно локалния синтез там) и слаб такъв в Плана, поради по-малкия принос на местните процеси. Виждат се високи летни стойности на корелацията, които следва да са резултат от антициклонално време, тогава имаме високи температури и

низходящи движения носещи богат на озон въздух от височина. Възможно е обаче това да доведе до образуването на инверсия, възпираща вертикалните обменни процеси, това следва да обяснява и по-ниската, често минимална корелация в летните нощи.



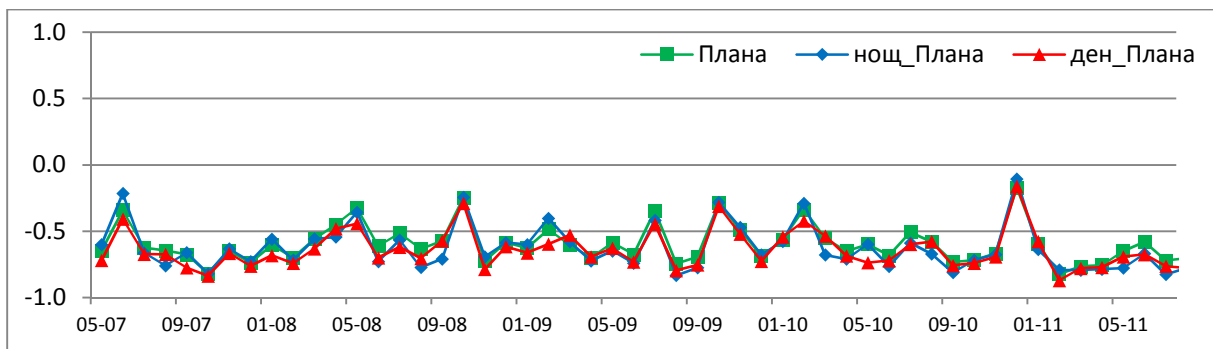
Фиг. 4.4b Месечни стойности на коефициента на корелация между озоновата концентрация и температурата на въздуха в София

Правят впечатление отрицателните стойности на r през някои от зимните месеци. Обяснението може да се търси в различната скорост на O_3 отлагане на гола земна повърхност и покрита със сняг такава (за сняг е 10 пъти по-ниска), следователно нарастването на температурата води до стопяване на снежната покривка, което повишава отлагането. Причината може да е и в посочените низходящи движения при антициклонално време, тогава охлаждането е съществено, а идващия от височина въздух следва да е по-богат на озон от приземния, вторият ефект обаче е по-съществен за планинската станция, поради по-високите нива на O_3 във височина.

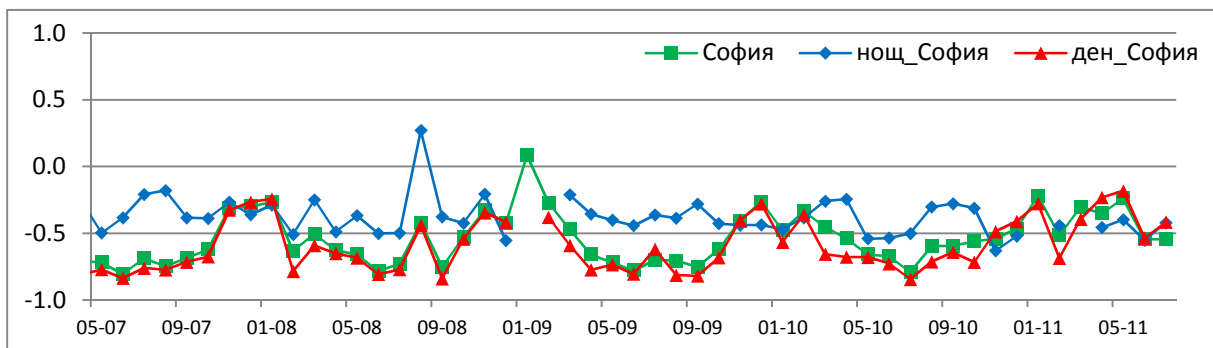
- относителната влажност

Наличието на водна пара във въздуха (което при фиксирана температура расте с относителната влажност) благоприятства фотолизата на озон, улавяйки възбуденият кислороден атом. Също така увеличаването на дефицита на водна пара (VPD намалява с увеличаването на относителната влажност) води до затваряне на устицата, намалявайки отлагането през тях. Следователно имаме основание да считаме, че високата относителна влажност следва да отговаря на ниски озониви нива. Допълнително, показаните вече положителни корелации на озона с слънчевата радиация и температурата на въздуха трябва да дават своя принос като скрита корелация на O_3 и относителната влажност, тъй като последната е в отрицателна връзка с въпросните два метеоелемента. Всичко това следва да се изразява в една силна отрицателна корелация озон-относителната влажност през топлото полугодие, която да отслабва през студеното, с други думи следва да се вижда ясно годишният ход на r . Също така денонощните различия трябва да се проявят основно под формата на съществено отслабване на тази зависимост през нощта (тъй като тогава скритите корелации отслабват и изчезват, не се наблюдава и фотодисоциация). Последните особености (годишен и денонощен ход на r) трябва да са по-явни за градската станция тъй като при нея локалните процеси са водещи. Представените по-долу графики недвусмислено потвърждават основните изводи от направения анализ относно очакваното поведение на r . Отбелязваме също, че коефициентът на линейна връзка между озона и

относителната влажност спрямо останалите метеопараметри е най-силен (за дневните данни максималната отчетена антикорелация е $r=-0.84$). Това вероятно е следствие от скритите връзки озон-температура и озон-слънчева радиация, наслагващи се заедно с чистата връзка озон-относителна влажност. Положителната стойност за нощната r за август 2008 в София (а също, макар и минималната дневна получена за януари 2009) не попадат в стереотипа на предложените обяснения. Не бива да забравяме обаче, че приземната озонова концентрация се определя от сложна съвкупност от различни физико-химични процеси, някои, от които вероятно нелинейни и подобна линейна апроксимация не би могла да пресъздаде задоволително цялото това многообразие и сложност.



Фиг. 4.5а Месечни стойности на коефициента на корелация между озонната концентрация и относителната влажност на въздуха в Плана



Фиг. 4.5б Месечни стойности на коефициента на корелация между озонната концентрация и относителната влажност на въздуха в София

- валеж в течна фаза

Известно е, че при гръмотевици се усеща характерна миризма вследствие продукцията на озон, поради това може да се очаква положителна връзка на озона с валежите (ако те са придружени от гръмотевици). Също така е известно, че отлагането на O_3 по листните повърхности (не през устицата) зависи от влажността, като омокреността на листата увеличава скоростта на депозиция. Този ефект би се изявил като отрицателна корелация O_3 -валеж. Присъщата за валежите нерегулярност и силна вариация в количествата обаче нямат свой аналог в поведението на озонната концентрация, което заедно с ограничения обем данни (тъй като валежите са дискретно разпределени и при това твърде редки на фона на средночасовите данни) следва да се отрази в липса на

значима корелация или минимална такава между двата изследвани елемента. Прибавяйки факта, че е измервано само количеството валеж в течна фаза, което допълнително усложнява физическата интерпретация на картината, окончателно можем да твърдим, че връзката на O_3 с валежите не би се проявила и не би могла да бъде оценена чрез използвания способ. Получените стойности (не са показани) потвърждават изложения анализ.

- скорост на вятъра

Вятърът е движеща сила за транспортните процеси. Той носи както озон, така и съединения, участващи в неговият синтез или разрушаване. Следователно посоката, от която духа може при наличие на подходящи източници съществено да се отрази на регистрираните стойности O_3 . Такива закономерности не могат да бъдат установени посредством линейните корелационни коефициенти, тук обаче ще изчислим последните за скоростта. Известно е, че при слаб вятър в условие на достатъчно количество озонери прекурсори се регистрират високи стойности на концентрацията му. Причина за това е завишеното аеродинамично съпротивление, изпитвано от озона по пътя към повърхността и съответно занижената депозиция. От друга страна високите скорости водят до турбулизиране и вертикално смесване, т.е. създаденият озон се изнася извън мястото на синтез. Не бива да се пропускат и резките промени на скоростта свързани с преминаването на фронт, това може значително да повиши вертикалното смесване и да „донесе“ озон от височина. Това накратко са причините за липсата на еднозначен отговор на въпроса за зависимостта на O_3 от скоростта (графиките на корелационните коефициенти не са показани).

- атмосферното налягане

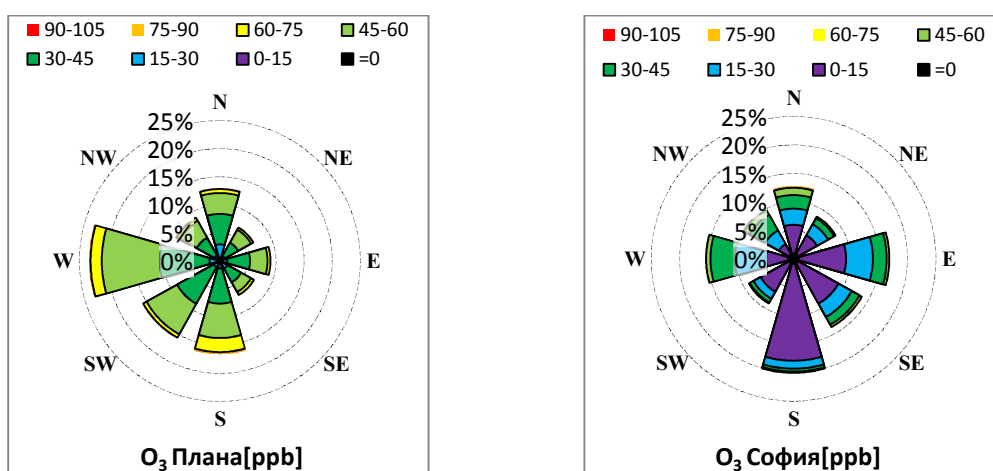
Добре известно е, че в антициклонално, слънчево и топло време се регистрират високи стойности на тропосферния озон. Низходящите движения в антициклона също водят до повишаване на озоните нива при земята, те обаче могат да създадат инверсия, блокираща вертикалния обмен. При активен циклогенез (пролетта) вследствие на обменните процеси със стратосферата може да се повиши концентрацията на тропосферния озон, т.е. следва да се наблюдава отрицателна корелация, такава може да се получи и през есента когато налягането расте, но поради повишената влажност се увеличава отлагането и озонът намалява. Всички тези особености показват, че зависимостта на приземният O_3 от атмосферното налягане трябва да притежава сезонна изменчивост. Тъй като информация за налягането имаме само от планинската станция и то за около година не показваме графично резултатите, но те потвърждават изложените особености.

Макар процесите, определящи нивата на приземният озон да са многообразни и сложни по своята същност, с предложеният статистически метод дадохме числена оценка на някои от тях. Разбира се използването на коефициенти на линейна корелация не може да улови сложните нелинейни ефекти в озоната динамика, за целта са необходими друг тип статистики. Това е особено показателно по отношение на вятъра, чиято големина и посока следва да са от изключителна важност за поведението на

тропосферния O_3 . Въпреки своите недостатъци използваният способ доказва добре известните връзки между озона и слънчевата радиация, температурата и най-вече относителната влажност. Открих се и характерните сезонни и денонощни особености за градска(замърсена) и планинска (чиста) станция, подкрепяйки изказаното твърдение, че Плана може да бъде използвана като фонова такава.

4.3. Особенности в денонощния ход на приземния озон, връзки с динамиката на АГС

Както отбелязахме изменения в концентрацията на озон при земята могат да възникнат в резултат на чисто транспортни процеси (хоризонтален или вертикален пренос на въздух с по-високо или по-ниско съдържание на озон, а също и транспорт на озонови прекурсори или озон - разрушаващи съединения) и локални процеси на образуване и разрушаване на озон (както фотохимични процеси така и депозиция на озон в подложната повърхност). Такова едно разделяне на процесите е напълно условно, тъй като те действат едновременно като превесът на едни над други зависи от специфичните особености на избраната станция. Въпреки това, разглеждайки разпределението на O_3 концентрации по посоката на вятъра за двете станции (фиг 4.6) се вижда, че в планинската озоновите нива се определят основно от наличието на O_3 в основния поток за тази височина и концентрацията е равномерно разпределена по посока на вятъра. В градската станция, разположена в котловина, локалните ветрове към и от планината оказват съществено влияние на озоновите нива. За това най-ниските стойности на O_3 са при спускащ се от планината вятър, поради отлагането му по пътя до станцията. Обратно, северният вятър е съпроводен с високи озонови нива, заради по-слаба депозиция, а също и спускане на богат на O_3 въздух от височина, компенсиращ катерещият склона.

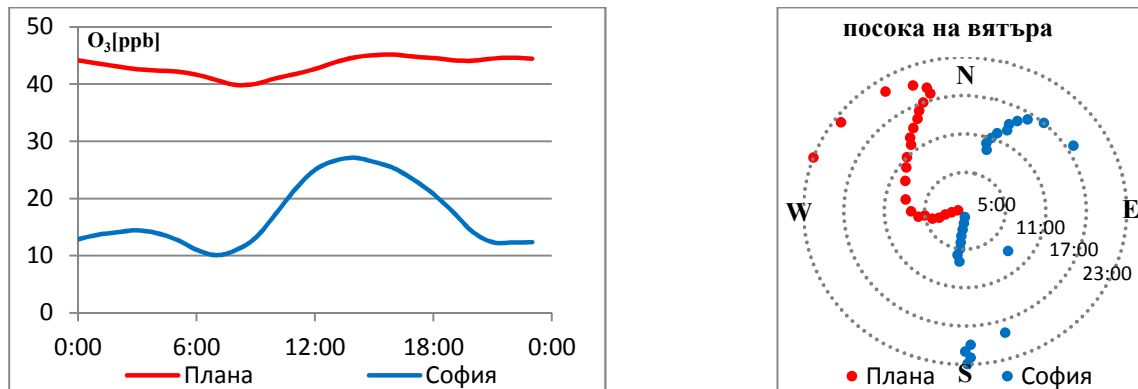


Фиг. 4.6 Разпределение на озоновата концентрация по посоката на вятъра за Плана (ляво) и София (дясно)

С помощта на корелационните коефициенти открихме значимите връзки O_3 -метеоелемент. Сега ще анализираме средноденонощния им ход за потвърждаване на изказаните твърдения относно доминиращото действие на местните и/или транспортните процеси за разглежданите станции. Ще обърнем внимание на влиянието на вятъра и еволюцията на АГС (Атмосферен Граничен Слой) върху измененията на

приземния озон. По-детайлно това ще бъде направено за градската станция, тъй като там локалната циркулация е по-добре изразена. В Плана за разлика от София O_3 концентрация има слабо изразен денонощен ход (амплитуда 4-5 ppb) при това обърнат (фиг. 4.7) поради превеса на транспортните процеси.

Не можем да кажем, че съществува връзка между скоростта на вятъра и озона (или другите метеоеlementи) в Плана, но такава очевидно има в градската станция. Много доброто съвпадение за София е следствие от развитието на локална циркулация по термични причини.

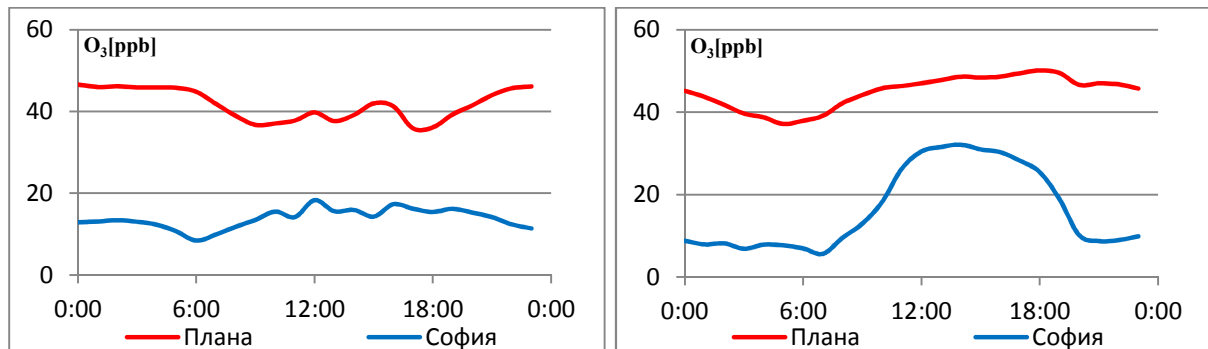


Фиг. 4.7 Денонощен ход на озоновата концентрация (ляво) и посоката на вятъра (дясно) за Плана и София

На фиг. 4.7 може много добре да се види завъртането на вятъра в рамките на денонощието. За София той е южен (спускащ се от планината) през нощта, а през деня става северен и североизточен (катери планината). Така в малките часове на денонощието спускащият се по планинския склон въздух пристига в мястото на наблюдение със занижени озонови концентрации (отлагане при спускането). Допълнителна причина за минимума в 7:00 са завишените нива на NO_x вследствие сутрешният трафик, тогава слънчевата радиация е минимална, а също и естественят приток на ЛОС (от дърветата). В Плана делът на зоналната компонента е съществен, почти през цялото денонощие вятърът е западен като в късните следобедни часове и вечер се появява и северна компонента. Следователно транспортните процеси, отговорни за озоновата динамика в планинската станция са по-крупномащабни в сравнение с градската, като за по-детайлно изследване на взаимните връзки между елементите с точно установяване на лага е необходимо използването на математичен спектрален анализ.

За изследването на местните ефекти върху денонощния ход на тропосферния озон следва да се изключат, доколкото е възможно, процесите със синоптичен мащаб. Следователно трябва да се подберат периоди с антициклонна обстановка и слънчево време, така отново ограничавайки се с месеците май, юни, септември и октомври получаваме следният вид за денонощния ход на приземния озон в двете станции при циклонално и антициклонално време (фиг. 4.8). Вижда се, че в циклонални условия денонощния ход е силно отслабен, като локалните процеси на озонова продукция или разрушаване са маскирани от крупномащабен транспорт. При антициклонално време местните фактори се проявяват по-отчетливо, особено в градската станция. Имаме един

типичен за фотохимичен O_3 синтез денонощен ход, продиктуван от хода на слънчевата радиация.



Фиг. 4.8 Денонощен ход на приземния озон в Плана и София при циклонално (ляво) и антициклонално (дясно) време

Забелязва се също така, че след изгрев първоначалното нарастване на озоновата концентрация (в интервала 7:00 – 10:00) е по-слабо, като абсолютният минимум в 7:00 е резултат от нощното отлагане и интензивния трафик. Около 10 часа, вече нарасналата слънчева радиация, заедно с по-високите нива на естествени ЛОС води до засилен озонев синтез, активизираният вертикален турбулентен обмен също допринася за повишаване на озоновите нива, „носейки“ богат на O_3 въздух от височина. Платото в следобедните часове е резултат от напълно развитият слой на смесване. В късния следобед слабата слънчева радиация и усилен трафик водят до рязко понижаване на озоновата концентрация.

Приносът на вертикалното смесване към повишаване нивата на O_3 в града е много ясно изразен при сравняването на денонощния ход за топлата и студена част на годината (отново при оптимални за локалните процеси антициклонални условия). През топлите месеци нарастването на озона започва много по-рано и е много по-интензивно отколкото в студените, когато по-богатият на O_3 въздух във височина е блокиран от наличната инверсия, чието разрушаване в студените месеци отнема време (възможно е инверсията да се задържи дори няколко дни). Обикновено в студените периоди на годината растенията са слабо активни или дори неактивни (в парковата зона преобладават широколистните видове) за това и нивата на прекурсори на ЛОС са ниски, което заедно с ниските стойности на слънчевата радиация и съществуваща инверсия „задържа“ нощните нива на O_3 до около обяд (не е показано).

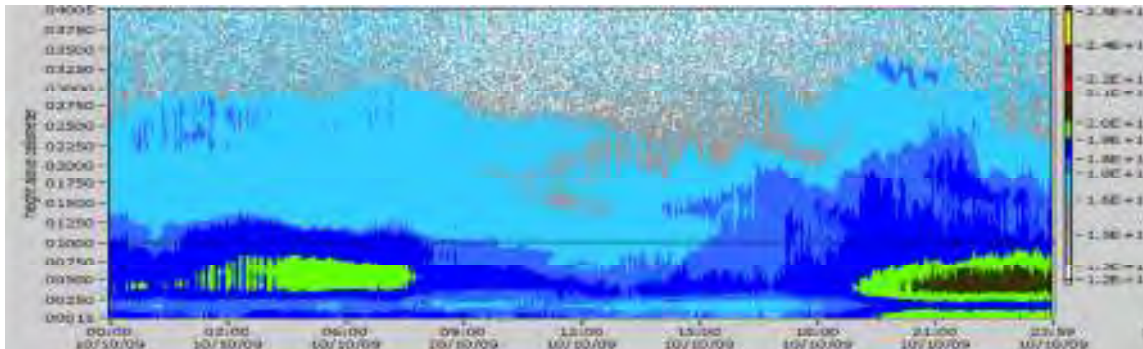
В градската станция интерес представлява изследването влиянието на трафикът като за целта е необходимо допълнително разделяне на данните за делнични и празнични дни. Открояват се съботно-неделните дни (не е показано), в които се достига до по-високи максимални стойности на O_3 , освен това дневният максимум е по-широк поради липсата на интензивен трафик, който рязко да смъква озоновите нива.

За изследване влиянието на еволюцията на АГС върху озоновата концентрация в оптимални (антициклонални) условия за проява на местните ефекти в градската

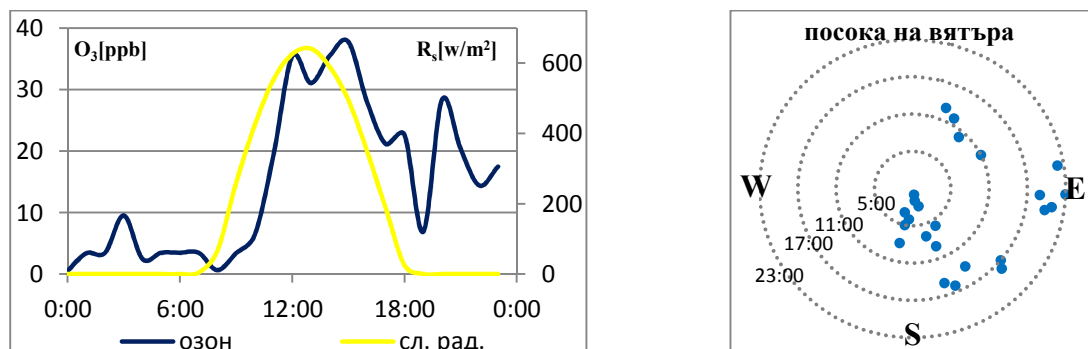
станция сме избрали 10.10.2009. Като за визуализация ще използваме специализиран софтуер- *JO Visual CHMI5k*, придружаващ лидарната система.

- 10.10.2009

Обикновено в есенните и летните месеци влиянието на синоптичните процеси върху приземния озон е по-слабо отколкото през пролетта. За това при търсене на характерните за дадена станция озонови концентрации и тяхната изменчивост е удачно да се избират есенни антициклонални периоди, които правилно да опишат местният микроклимат.



Фиг. 4.9а Лидарно изображение от 10 октомври 2009



Фиг. 4.9б Поведение на приземния озон, слънчевата радиация(ляво) и посоката на вятъра(дясно) в София на 10 октомври 2009

Конкретно на 10.10.2009 преди изгрев се забелязва една сложна структура съставена от два слоя. В 6:00 те са на височина: около 600 и на около 1100 m съответно. Около обяд развитието на СС (слой на смесване) ги достига и разрушава. Максималната височина на СС – 2100-2200m се достига малко след 15:00 (фиг 4.9а). Тогава е и дневният максимум на O_3 . След това слънчевата радиация отслабва, локалната циркулация се нарушава (фиг 4.9б), а адвекцията от изток води до флукуациите в O_3 . Постепенно започва да се оформя нов УГС(устойчив граничен слой), но локалната циркулация не се оформя тъй като е маскирана от крупномащабна такава (фиг 4.9а и б).

4.4. Изводи

От направения анализ ясно се вижда минималния и при това обърнат денонощен ход в планинската станция, определен от специфичната циркулация, резултат от

орографията. Липсата на привилегировано направление, за което да имаме отличаващи се озониви нива е поради факта, че в Плана концентрацията се определя от основния поток на тази височина, а местните озон-продуциращи фотохимични реакции са с минимален принос. Потвърждава се твърдението, че станция Плана може да бъде използвана като фонова такава и следователно представените по-долу оценки за риска от озоново увреждане на горите са представителни за територията на страната.

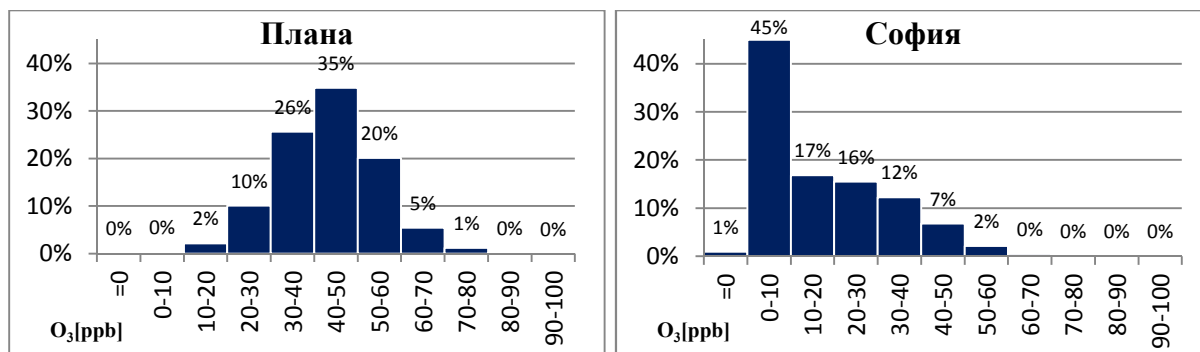
От избраните данни ясно се открояват връзките между слънчевата радиация, развитието на локална циркулация, еволюцията на АГС и приземната озонива концентрация в градската станция. Обобщавайки можем да кажем, че със започването на деня, слънчевата радиация нараства, стартира развитие на СС. След достигането на ОС(остатъчният слой), богат на озон, поради вертикалния турбулентен обмен се повишава и приземната концентрация, до това води и образувалата се локална циркулация. До повишаване на O_3 се стига и в следствие от активизирането на фотохимичните озон-синтезиращи процеси при земята. Привечер, с отслабване на слънчевата радиация синтезът постепенно спира, започва образуването на инверсия и озоновите концентрации бързо намаляват основно поради сухо отлагане на спускащият се от планината въздух, а също и чрез окисляването на NO , което е съществено близо до земната повърхност. Разбира се крайният резултат от сложната съвкупност от физични и химични процеси, водещи до увеличаване или намаляване на приземния озон зависи от количествата на ЛОС и NO_x , микроклимата на станцията, а също и крупномащабните процеси, на чиито фон се развиват локални такива. Всичко това води до изключително разнообразие от измерваните O_3 нива за различни градски райони, като всеки един се отличава със своя специфика и особености.

5. ОЦЕНКИ НА РИСКА ОТ ОЗОНОВО УВРЕЖДАНЕ ЗА ГОРСКИ ЕКОСИСТЕМИ

Крайна цел на настоящата работа бе получаването на оценки на риска от озоново увреждане за горските екосистеми в България. За целта са използвани най-съвременните, приети в Европа индекси, базирани на озоновата експозиция и усвояването на O_3 през устицата на листата. При изчисляването на съответните индекси предварително бе направена необходимата корекция на озоновата концентрация съгласно утвърдената методика (Mills 2004). Допълнително за нуждите на потоковите оценки бе конструиран прост параметричен модел за SWP . Всички оценки на риска са правени за две станции – планинска и градска. Първите могат да бъдат разглеждани като показателни за общото състояние на проблема за територията на страната, понеже O_3 концентрации там имат характер на фонови такива. Градската станция предоставя възможност за интересно сравнение на озоновата динамика и отражението на градските ефекти върху озоновата опасност за парковата дървесна растителност. Поради проблем със сензорът за O_3 през 2011г. в София оценки за въпросната година не са правени. Използването в настоящата работа на съвременните концепции в регионалните оценки на риска от озоново увреждане я прави интересна при изготвяне на съответните политики от компетентните органи.

Стремежът за сравняване на риска от озоново увреждане в планинска и градска станция изисква предварителна съпоставка на O_3 нива за двете станции. Както отбелязахме в предишната глава значителното несъответствие в поведението на приземния озон за Плана и София е продиктувано от различните процеси, отговорни за изменението на O_3 . Най-явни са разликите когато анализираме денонощния ход и средните стойности на озоновата концентрация за двете станции (фиг 4.7). Тези особености следва да имат свой принос и при конструиране на разпределението на O_3 . В графиките на въпросните разпределения за градската и планинската станция (фиг 5.1) ясно се очертават следните особености:

- Разпределението в Плана наподобява нормално такова, като най-голям дял имат озоновите концентрации в интервала 40-50ppb. Очевидно това, а също и струпването на регистрираните стойности в интервала 30-60ppb (>80% от случаите) е резултат от малките денонощни колебания на приземната озонова концентрация в планинската станция около средната такава. В >60% от случаите регистрираните нива превишават прагова стойност 40ppb, което подсказва съществуването на потенциална опасност за растителните видове.
- В София дялът на регистрирани концентрации над праг 40ppb е много малък (<10%), това следва да се отрази в минимални озонови индекси непревишаващи приетите критични стойности. Впечатление прави и пикът на стойности в интервала 0-10ppb, голяма част от него е продукт на нощното отлагане и циркулация, водещи до силно редуциране на O_3 концентрация в градската станция.



Фиг. 5.1 Разпределение на приземната озонова концентрация в Плана(ляво) и София(дясно)

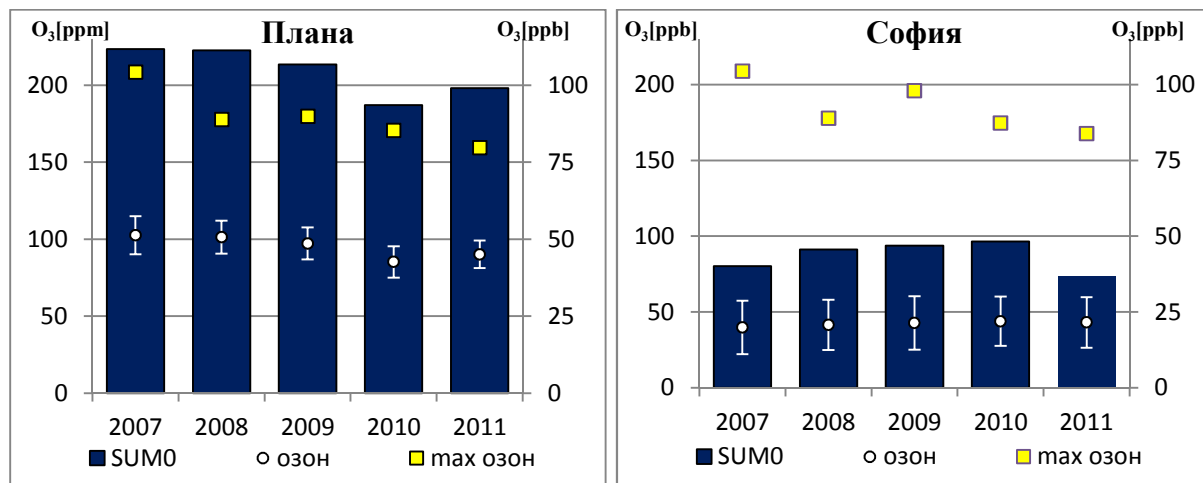
Тъй като оценките, които ще правим касаят горска растителност, то е необходимо коректното определяне на типичните за страната видове. Съгласно регионалната класификация, с оглед периода на озонова експозиция България е част от източно-средиземноморския район (Mills 2004). Но относно горите тази класификация не е коректна. Съгласно актуалните оценки (Raev et al.2005) горите в България са предимно млади или на средна възраст като са локализирани главно в планинските райони. 70.4% от тях са широколистни, а 29.6% са иглолистни, дялът на типичните вечнозелени средиземноморски видове е пренебрежим. Също така, разпределението на валежите е сравнително равномерно, като типичните за Средиземноморието продължителни суши са по-скоро рядкост. Поради изложените причини считаме, че за оценка на

потенциалната опасност от увреждане на горите е по-подходящо използването на характерните за централно-европейския район параметри отколкото типично средиземноморските такива.

5.1. Оценки базирани на експозицията

- SUM0

Изчислените SUM0 индекси, заедно със максималните и средно-часови стойности на озоната концентрация за активният период на растеж (април-септември) за двете станции в съответните години са представени по-долу (фиг 5.2)



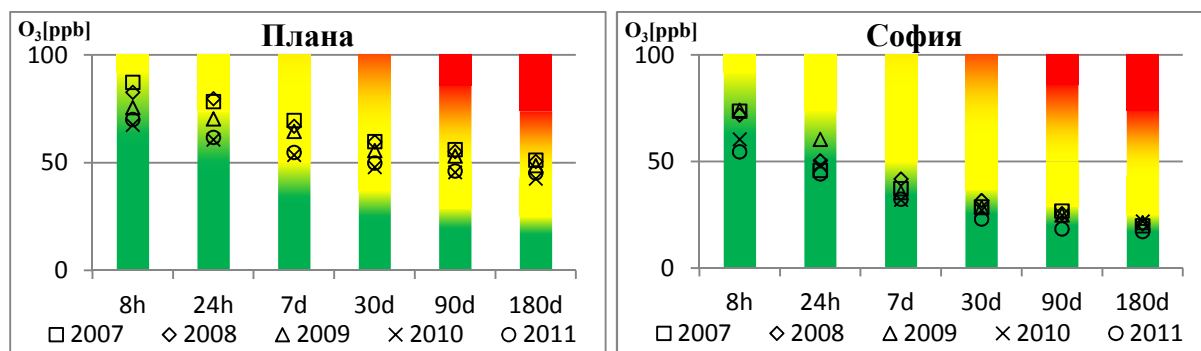
Фиг. 5.2 Годишни стойности на SUM0, средната и максималната озонтова концентрация в Плана (ляво) и София(дясно)

Отбелязваме предварително факта, че измерванията на приземния озон в Плана и София започват на 6 май и 15 април 2007 съответно, т.е. стойностите на SUM0 за тази година са леко занижени. По-ниските средни стойности в градската станция (20-22ppb в града, 43-51 ppb в планината) са резултат от силната нощна депозиция и влиянието на местните замърсители, по-големите стандартни отклонения са причинени от по-значимият денонощен ход на O₃ там. Получените стойности за SUM0 в Плана (187-223ppm.h) съвпадат с типичните такива за станция в слабо урбанизиран район (*Baumgarten et al. 2009*), в София по-ниските нива на озона са причина за значително по-малките стойности на индекса (73-96ppm.h). Забелязва се и едно намаляване от година на година на максималните измерени концентрации. Отрицателен тренд се открива и в средните концентрации, а също и в SUM0 за фоновата станция. Такова поведение на O₃ е документирано в литературата (*Jonson et al. 2006*), не бива обаче да твърдим категорично съществуването на отрицателната тенденция във фоновите O₃ концентрация, поради липсата на информация от по-голям брой наблюдателни пунктове. Обработването на по-дълги редици от данни, а също и от други фонове станции следва да даде по-ясен отговор на въпроса за съществуването на отрицателен тренд в приземната озонтова концентрация за територията на България. В станция Плана впечатление правят данните за 2010 година, регистрираните по-ниски показатели са продиктувани от наличието на значително количество валеж за разглеждания период (сумата на валежа за април-септември е 532 литра). През 2007 сумата на валежите също

е висока - 493, но тъй като около 190 литра от тях са в рамките само на 5 дни (18 - 23 май 2007) това не се отразява на озоновите нива. Отбелязваме и 2011 година като най-суха такава, тогава за разглеждания период в планинската станция са регистрирани едва 150 литра. Това е идеална предпоставка за високи O₃ концентрации, но както ще видим възможните последици от тях върху растителността са силно отслабени.

- МРОС

Максимално допустимите озонови концентрации за двете изследвани станции са изчислени за интервали от време от 8 часа до половин година (периодът на активен растеж април-септември) (*Baumgarten et al. 2009*) и са представени графично (фиг 5.3).

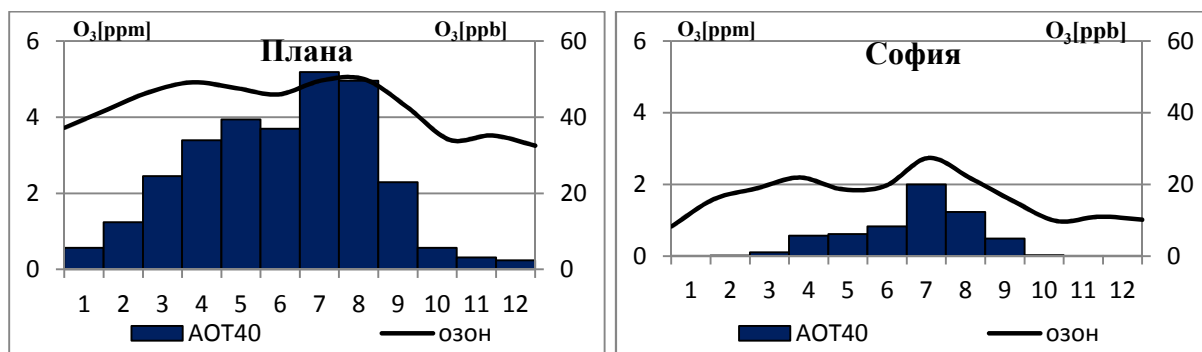


Фиг. 5.3 Индекс МРОС за Плана(ляво) и София(дясно)

Вижда се, че в София всички години попадат в зоната на максимална възможна защита (зелена част). Във фоновата станция част от индексите се доближават до опасната зона на перманентните увреждания (червена част на графиките), като тази тенденция нараства с увеличаване периода на усредняване. Последното важи и за градската станция, но в по-малка степен. Очевидно тенденцията за доближаване на опасната зона с увеличаване периодът на акумулиране е продиктувана от липсата на съществен брой епизоди на високи озонови концентрации, за сметка на едни устойчиви средни нива. Сближаването на стойностите от различните години за големите периоди на изчисляване е вследствие запазване на средното ниво на O₃ през годините. В планинската станция това е по-слабо изразено вследствие споменатият тренд, причиняващ разхвърлянето на данните за целият активен период. По-големите междугодишни различия за 8 часовите стойности в София са резултат от по-голямото относително тегло на епизодите на повишени озонови нива към средните такива. Съгласно представените резултати за стойностите на МРОС като най-рискови можем да определим 2007 и 2008 година, най-малък пък е риска в 2010. Получените изводи не се различават от направените на базата на SUM0, което е и очакван резултат с оглед отчитането само на озоновите концентрации във въпросните индекси. За по-коректно оценяване на риска от озоново увреждане следва да се използват съвременните методи отчитащи видово-специфичните особености в реакциите на растенията към повишени озонови концентрации.

- АОТ40

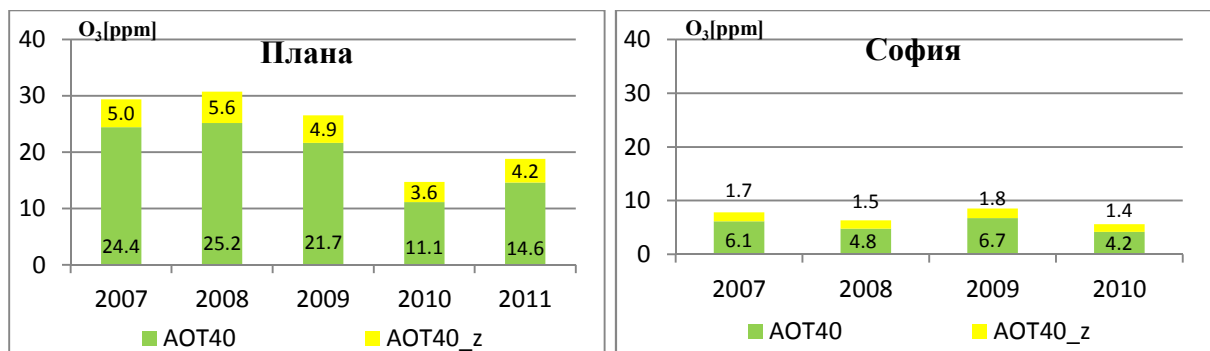
Във връзка с начина на изчисляване на акумулираната експозиция над прагово ниво 40ppb, следва да се обърне внимание на периода на натрупване. Той трябва да бъде съобразен с активния такъв за избраните дървесни видове. Съгласно последното е ясно, че акумулирането за широколистни видове следва да се извършва в прозорец април-септември, докато при иглолистните такова ограничение не е коректно. От представените средномесечни експозиции за двете станции (фиг 5.4) и средните озонни концентрации се вижда, че те са сравнително добре съгласувани. Отбелязваме факта, че в студените месеци (октомври-март) приносът към АОТ40 е много по-малък на фона на летните (съотношението студени към топли в Плана е $\approx 1:4$, а в София, поради много ниските зимни стойности на O_3 съотношението е $\approx 1:40$). За това изчислените АОТ40 индекси за активен период и за цяла година следва да се различават малко в Плана и да са приблизително равни в София. По-високите стойности на акумулираната експозиция за месеците януари-март, спрямо октомври-декември е резултат от различната озонова депозиция с оглед наличието или не на снежна покривка (по-ясно се вижда в планинската станция). Активизирането на обменните процеси стратосфера-тропосфера през пролетта също дава своя принос към тези различия.



Фиг. 5.4 Принос на отделните месеци в АОТ40 и озонова концентрация за Плана(ляво) и София(дясно)

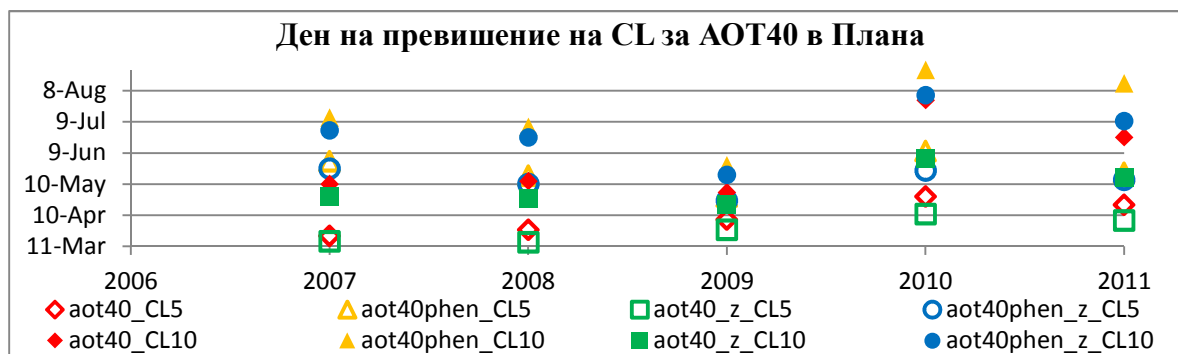
Разглеждайки АОТ40 индексите отново открояваме станция Плана, където стойностите му се изменят в интервала 15-30 ppm.h (фиг 5.5) при акумулиране в активен прозорец. Получените стойности многократно превишават критичното ниво 5ppm. h (а също и по-старата стойност от 10ppm. h). За София акумулираните експозиции са около критично ниво 5ppm.h и под старата стойност от 10 ppm.h (фиг 5.5), поради по ниската надморска височина и градския характер на станцията (максималната получена стойност е 8.5ppm.h през 2009 година).

Показан е и приносът от привеждането на озонвата концентрация до височината на дърветата (означен с z), който е около 15-20% от акумулираната експозиция, макар завишаването на озонвата концентрация да е около 5%. Причина за тази разлика е сумирането само над прагова стойност 40ppb.



Фиг. 5.5 АОТ40 и приносът на корекцията за височина за активен период в Плана(ляво) и София(дясно)

Това, че следва да се избере активен период на растеж при изчисляване на АОТ40 е съвършено логично следствие от фенологията на преобладаващите видове (>70% са широколистни, а те се намират в състояние на хибернация през студените месеци). За това и акумулирането следва да се извършва само от април (когато се разлистват) до септември (когато листата пожълтяват и постепенно падат). Въпросът за ролята на избора на активен прозорец и привеждането на озоната концентрация до височината на гората по отношение степента и най-вече момента на превишаване на критичните нива (CL) следва да бъде внимателно анализиран. За целта графично ще покажем необходимостта от тези уточнения само за планинската станция. На фигурата са показани датите на превишение на текущото CL=5ppm.h и старото CL =10ppm.h, съответно при направена корекция за височината на дърветата (_z в означенията) и без такава, за цяла календарна година и само в периода на активност (означено с *phen*).



Фиг. 5.6 Ден на превишение на CL за АОТ40 в Плана

Очевидно неизползването на активен прозорец при изчисляване на АОТ40 (четириъгълните маркери) води до превишаване на текущите критични нива преди или малко след началото на растителната активност, като разликата може да достигне почти два месеца (маркери със и без индекс *phen*). Вижда се, че подраняването в следствие корекцията за височина е сравнително малко при CL=5ppm.h (незапълнените маркери) - от около 10 дни при избран активен период на акумулация, до 15 ако сумираме от началото на годината. При старата критична стойност (CL=10ppm.h) ефекта от това привеждане е малко по-силен (пълните маркери). Голямото разхвърляне на показаните дати на превишение за 2010 е следствие от по-ниските измерени озонни концентрации тогава. Струпването на маркерите в 2009 следва да се тълкува като много високи пролетни стойности на O₃ концентрация, вследствие на което се осъществява бързо

акмулиране на индекса. От сравнително ранното превишаване на актуалната критична стойност (от средата на април до края на май) може да се търсят следните последствия за биомасата: съществена редукция по отношение прираста ѝ или минимална редукция, но с ясно изразени механизми на адаптация от страна на местните видове. Категоричният отговор на този въпрос изисква дългосрочни наблюдения, засягащи видово-специфичните физиологични особености.

От представените резултати (фиг 5.5) следва, че превишаването на актуалното критично ниво за АОТ40 в случай на гора (CL=5ppm.h), което е индикатор за потенциален спад в прираста на дърветата с 5 и повече процента е многократно превишено във фоновата станция. Това може да се приеме като сигнал за потенциална опасност от озоново увреждане на горската растителност в страната. Потвърждаване или отхвърляне на последното следва да се търси в най-съвършените оценки - потоковите.

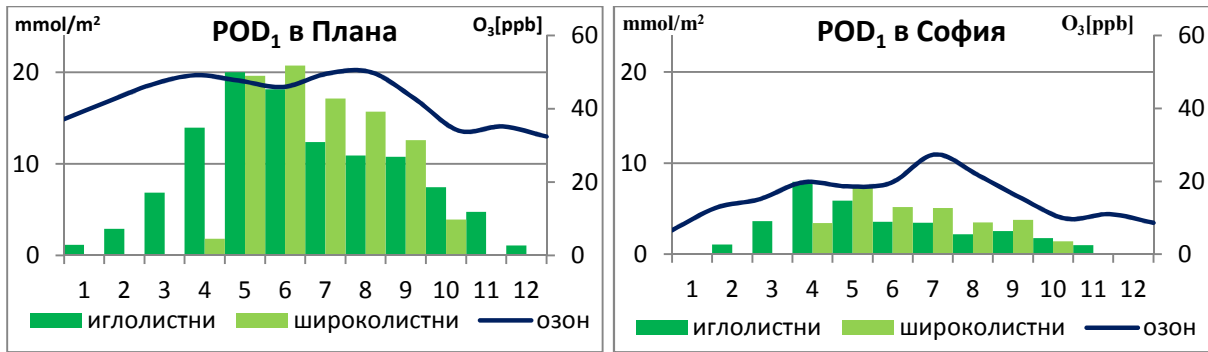
5.2.Потокови оценки

- POD

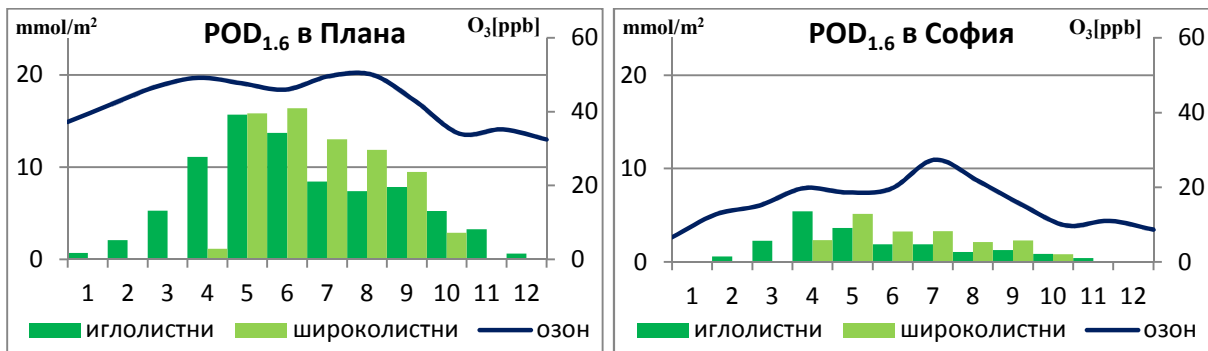
Както изяснихме, основната горска растителност е съставена от широколистни видове, като климатичните условия в страната са по скоро умерено-континентални, отколкото средиземноморски. Поради това при изчисляването на акумулирания поток озон през устицата на листата -AFst (усвоената фитотоксична доза - POD) по-правилно е да се използват параметрите за централно-континенталния район (*Mills 2004*). По аналогия с АОТ40 и тук даваме средномесечния принос към усвоената доза за иглолистни и широколистни за двете станции, като изчисленията са правени както с актуалната прагова стойност на потока $Y=1$, така и със старата $Y=1.6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (фиг. 5.7a, 5.7b). Вижда се, че използването на текущата прагова стойност завишава с около 30% акумулираните месечни потоци (следователно и годишните такива). Трябва да се обърне специално внимание на POD за широколистни, очевидно фенологичната тегловна функция минимизира потока през април, а дава немалък през октомври. Сравнявайки го с избраният период на растеж при АОТ40 виждаме, че последният следва да претърпи известни корекции.

Очевидно топлото и сухо време през месеците юли и август, водещо до високи O_3 нива причинява затваряне на устицата, което съществено редуцира потока в съответните месеци. Това е съществена разлика спрямо АОТ40, където тези месеци са с основен принос. Очевидно с използването на АОТ40 може неправилно да бъде надценен рискът от увреждане, особено в сухи години. Обратно, валежите в септември и октомври макар да причиняват ниски средни стойности на O_3 концентрация и от тук и АОТ40 могат съществено да повлияят на акумулираните потокови оценки.

Вижда се също, че ефектите от сухите летни периоди са по-отчетливи при иглолистните видове отколкото при широколистни.



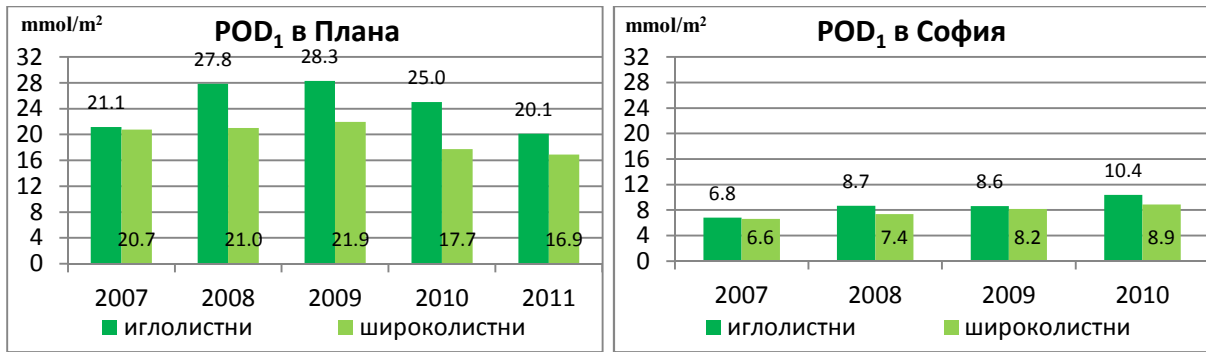
Фиг. 5.7а Принос на отделните месеци в POD_1 и озонова концентрация за Плана(ляво) и София(дясно)



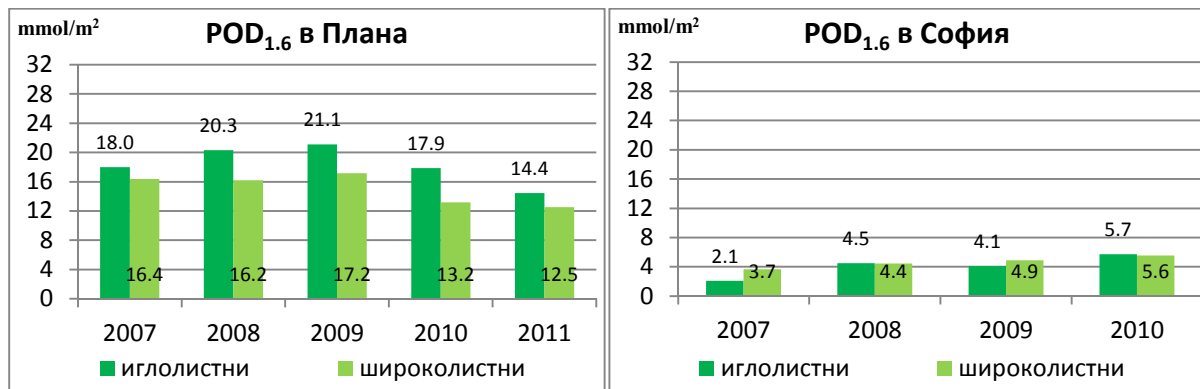
Фиг. 5.7б Принос на отделните месеци в $POD_{1.6}$ и озонова концентрация за Плана(ляво) и София(дясно)

Подобно на АОТ40 и при акумулирания поток озон през устицата на листата (усвоената фитотоксична доза) получените индекси се различават коренно за двете разглеждани станции. В планинската станция POD_1 за иглолистни дървета достига $25-26 mmol m^{-2} PLA$, което е 3кратно превишение на приетата критична стойност от $8 mmol m^{-2} PLA$. За широколистните видове максималните регистрирани стойности на акумулираният поток достигат $20 mmol m^{-2} PLA$, или 5-кратно превишават приетата $CL=4 mmol m^{-2} PLA$ (фиг 5.8a). Получаването на потока със старата прагова стойност, т.е. $POD_{1.6}$ както за иглолистни така и за широколистни води до намаляване на оценките с до 30%, въпреки това критичните нива остават многократно превишени (фиг 5.8b). Забелязва се, че в двойките години 2008-2009 и 2010-2011 по-високи стойности за усвоеният озон (POD) се наблюдават в годините с по-ниски озонови концентрации (респективно АОТ40). Причина за това поведение е ограничаващото действие върху потока, в сухите 2008 и 2011.

В градската станция, ниските O_3 концентрации не позволяват сериозното натрупване на озон през устицата на листата и получените стойности за двата типа горска растителност се движат около критичните такива, като само за широколистни гори през 2009 и 2010 година нормата бива двукратно превишена (фиг 5.8a).

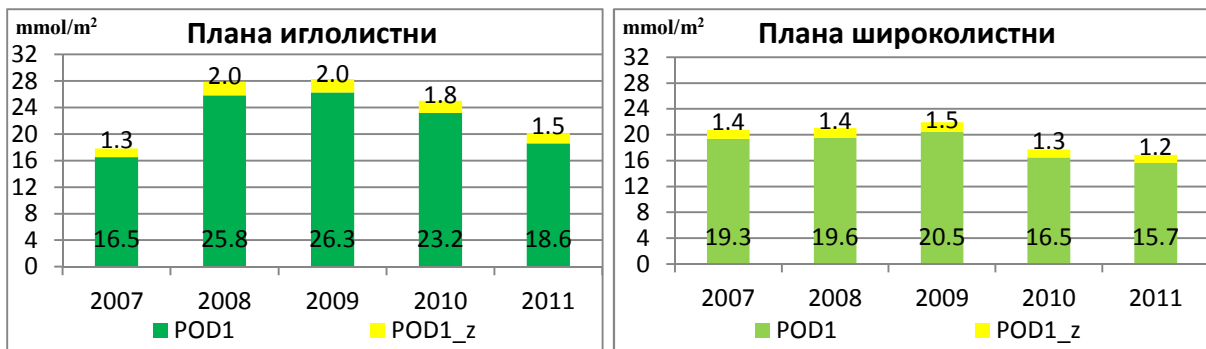


Фиг. 5.8а Стойности на POD₁ за иглолистни и широколистни в Плана(ляво) и София(дясно)



Фиг. 5.8b Стойности на POD_{1.6} за иглолистни и широколистни в Плана(ляво) и София(дясно)

Следва да се отбележи, че при всички разглеждани случаи озоновата концентрация е предварително приведена до височината на гората. За това трябва да бъде анализирано влиянието на тази корекция (5% по-високи озонови нива) върху усвоената доза O₃ през устицата. За целта ще сравним получените индекси само за планинската станция съответно с и без z-корекция само при текущата прагова стойност за потока (фиг. 5.9).



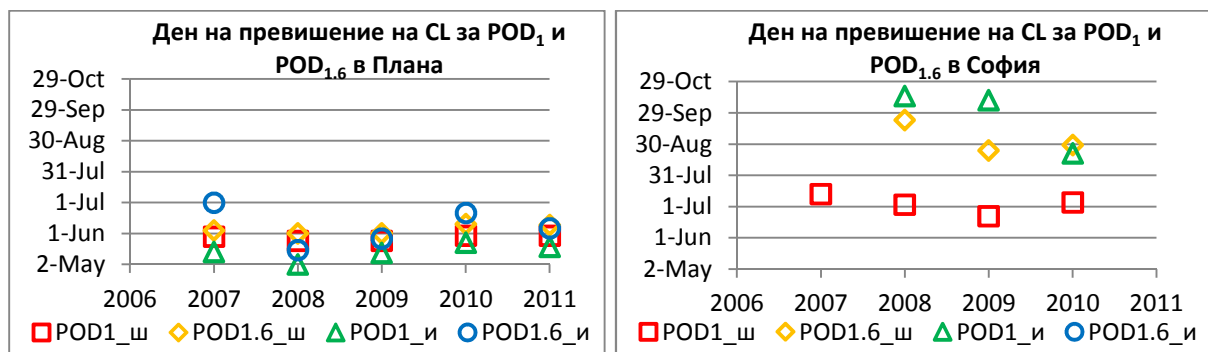
Фиг. 5.9 Принос на корекцията за височина в POD₁ за Плана в случай на иглолистни (ляво) и широколистни(дясно) гори

Тъй като при получаването на акумулираният поток озон през устицата на листата определящи са микроклиматичните особености за избраната станция (Mills 2004), за това привеждането на O₃ концентрация води до малки относителни отклонения в получените индекси(фиг 5.9).

Ясно се вижда важността на параметрите на околната среда при формиране на POD. Така например 2010 година, която отбелязахме като годината с най-ниски озонни нива, респективно експозиции не се различава съществено от предходните години. Причината за това поведение е затварянето на устицата през сухите години (тези условия са подходящи за достигане на високи озонни концентрации), обратно – през влажните макар озонът да е по-малко, проводимостта на устицата е висока и това способства за значителното усвояване на O₃, компенсирайки ниските концентрации.

Във връзка с превишаването на приетите дози за иглолистни и широколистни е интересно да се види в кой период на годината става това. За това по подобие на AOT40 ще проверим кога акумулираната доза достига CL. Струпването на всички превишения за Плана в началото на лятото (фиг. 5.10) (както за широколистни така и за иглолистни при старата и нова прагова стойност за потока) следва да е резултат от активното усвояване в пролетните месеци (фиг. 5.7a, 5.7b). Очевидно разпределението на превишенията на AOT40 и POD през годините в планинската станция е сходно, това е резултат от достатъчно високите озонни концентрации през пролетните месеци съчетани с необходимата на растенията влажност, така че да не се затварят устицата им. Единствено изчислените от началото на календарната година AOT40 индекси „избързват“ поради неотчитане на фенологичните особености на видовете.

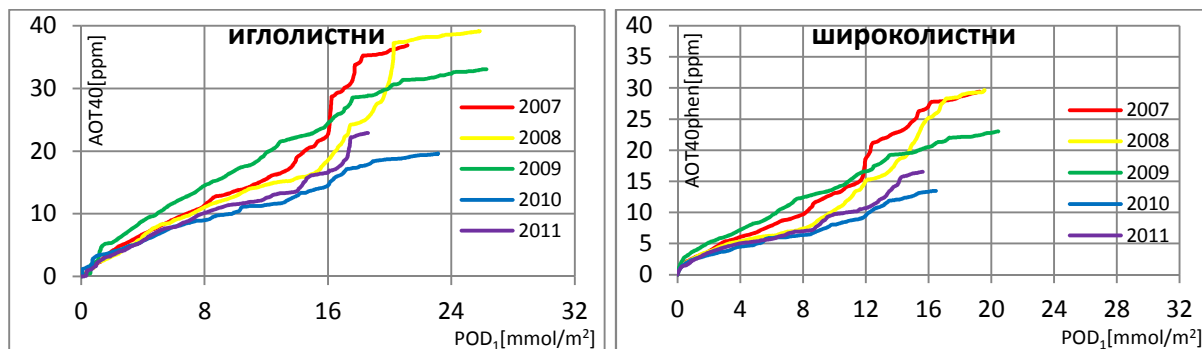
В София превишението за широколистни е средата на лятото когато устицата реагират по-силно на сушата. За това в градската станция индексите за иглолистни (които са много по-чувствителни към наличната вода в почвата отколкото широколистните видове) трудно достигат критичните нива (освен това нивата за иглолистни видове са два пъти по-високи от тези за широколистни) като превишенията са чак средата на есента. Единствено 2010 е изключение, тогава повечето валежи в летните месеци поддържат отворени устицата и за това превишението е втората половина на август.



Фиг. 5.10 Ден на превишение на CL за POD₁ и POD_{1.6} за широколистни и иглолистни в Плана(ляво) и София(дясно)

Във връзка с изказаните твърдения за влиянието на параметрите на околната среда върху отварянето/затварянето на устицата и съответно контролирането на акумулираният поток, и липсата на подобни рестрикции в моделите, използващи само озонната експозиция ще покажем съвместното изменение на двата индекса. Ще използваме само актуалното прагово ниво за потока, като погълнатата доза от широколистни ще сравняваме с AOT40_{phen} (индексът phen показва акумулиране в

активен период, според фенологичната функция в POD_1), а за иглолистни ще използваме акумулирането на експозицията от началото на годината.



Фиг. 5.11 Взаимно изменение на AOT40 и POD_1 за Плана в случай на иглолистни(ляво) и широколистни(дясно) гори

Вижда се, че разликите в хода на кривите през годините са по-значителни за иглолистни растения, поради по-силните рестрикции от параметрите, с които е изчисляван потока, тук основно роля играе засушаването, т.е. по-силната чувствителност на иглолистни към VPD и SWP . На този ефект се дължат стръмните, почти вертикалните участъци от кривите (най-ясно изразени през 2007, 2008 и 2011 година). През 2007 „избързването“ на сухия период е заради късното стартиране на измерванията, не е свързано с ранно засушаване. Виждаме, че след летния (сух) период – стръмният участък на кривата, следва намаляване на наклона и почти хоризонтален ход. Това е резултат от есенните дъждове, които от една страна тушират ограниченията породени от VPD и SWP върху потока, от друга увеличават дела на озонова депозиция, т.е. потока е генериран от ниски O_3 концентрации. На фигурите се вижда, че превишаването на CL за широколистни ($4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ отговорни за 4% редукция в биомасата) и иглолистни ($8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ – 2% редукция в биомасата) става съответно при 5 ppm h^{-1} и 10 ppm h^{-1} . Следователно, може да заключим, че текущата стойност 5 ppm h^{-1} (5% редукция) е по-подходяща от старата (10 ppm h^{-1} - 10% редукция) за случай на широколистни гори, при иглолистни, обаче изглежда, че текущото CL за AOT40 не е съгласувано с CL за POD_1 , което е сигнал за несигурност при използването на AOT40 за иглолистни, за които текущите параметри не дават съгласувани оценки на риска по двата подхода. Дори изглежда оправдано използването на старата стойност за AOT40 макар отклика според двата подхода (AOT40 и POD_1) да не е напълно съпоставим (10% спад в растежа и 2% намаляване на биомасата).

Интересно би било да сравним получените от нас оценки, базирани на реални данни с резултатите от унифицираният модел в рамките на EMEP (European Monitoring and Evaluation Program). В таблицата са представени индексите AOT40 и POD (AFst) получени от нас на базата на проведените измервания в станция Плана и резултатите от моделът за България (*MSC-W Data Note 1/2009, 2010, 2011*).

Прави впечатление доброто съвпадение при AOT40, докато при POD (AFst) имаме разминаване. Това може да се приеме като доказателство, за правилното симулиране на озоните концентрации, докато при изчисляване на потокът O_3 през устицата на

листата нуждата от подробна микроклиматична информация води до значителни отклонения с получените от нас стойности.

таб. 5.1 Оценки на риска от озоново увреждане

година	О ₃ индекс *	ЕМЕР model	Наш резултат
2007	AOT40	15-30 ppm.h	29.4 ppm.h
	AFst _{1.6}	22-26 mmol/m ²	16.2 mmol/m ²
2008	AOT40	20-30 ppm.h	30.8 ppm.h
	AFst _{1.6}	>26 mmol/m ²	17.2 mmol/m ²
2009	AOT40	>20 ppm.h	26.6ppm.h
	POD ₁	>26 mmol/m ²	21.9 mmol/m ²

Забележка: * CL за AOT40 е 5ppm.h, POD (AFst) е изчисляван за широколистни, т.е. CL=4mmol/m².

Очевидно през 2008 глобалният модел не е успял да хване регистрираното от нас засушаване и от там редуция на усвоеният О₃, още един сигнал за важността на SWP при оценка на риска от озоново увреждане. Макар европейският модел да не може да хване локалните особености, съгласуваността по отношение многократно превишените CL е факт и за двата индекса. Това може да се счита за доказателство, че риск от озоново увреждане за българските гори съществува. Количествени оценки за този риск могат да бъдат получени чрез подходящ анализ на визуалните и физиологични изменения, настъпващи в избраните видове в следствие озоновото въздействие. Такива изследвания на базата на растения - биоиндикатори са провеждани и те потвърждават вредното въздействие на О₃ върху чувствителните видове.

На края ще дадем оценки на озоновите нива в двете станции съгласно приетите от СЗО норми. „Безопасни“ за здравето се приемат средните 8 часови експозиции, непревишаващи критично ниво 50 ppb (100µg/m³) (до 2005 стойността е била 120µg/m³, т.е. 60 ppb). Разпределение на въпросните превишения по месеци за двете станции е дадено по-долу:



фиг. 5.12 Относителен дял на случаите на превишени здравни норми

В годината превишаването на утвърдените норми в планинската станция е от 6 до 26% (съответно за старият и новия праг) от случаите, докато в гр. София получените стойности показват, че опасност за здравето на хората не съществува.

5.3. Изводи

В настоящият параграф бяха показани основните, базирани на озонова експозиция и поток индекси. Видя се, че планинските концентрации са значително по-високи от градските, което създава предпоставка за високи експозиции там, обратно, в града натрупването е минимално. Изяснихме причината за характерното отместване към опасната зона с увеличаване на периода на сумиране в МРОС - липсата на къси периоди с много високи озониви нива, за сметка на устойчиви средно-високи такива в Плана. Получихме АОТ40 индекси в планинската станция многократно над приетите критични стойности, което е сигнал за потенциална опасност за горските екосистеми. В градската станция такава опасност не съществува. Разгледано бе влиянието на корекцията за височина и прираста, който дава в експозицията. Отчетена беше нуждата от правилен избор на периода на акумулация. В противен случай се видя, че превишенията на текущите критични нива се осъществяват преди или в началото на активния период за растенията.

При изчисляване на усвоената доза озон (POD) показахме необходимостта от правилно параметризиране на видово-специфичните особености, касаещи озонното въздействие. Като най-съвременен, по данните от фоновата станция, избраният подход категорично потвърди реалната опасност за горските масиви на територията на страната. Отчетени бяха особеностите в редуцията на акумулираният през устицата поток в сухи години, въпреки високите озониви нива.

Направено беше директно сравнение на акумулираните експозиции с акумулираният усвоен озон, в което ясно се видяха предимствата на потоките оценки и явните рестрикции върху усвоената доза през сухите периоди.

Сравнени бяха получените резултати с такива от паневропейски модел. Видя се, че направените заключения относно съществуването на риск за горите в България са коректни. Отчетените разлики в POD още веднъж показаха важността на *SWP* в потоките оценки.

Показахме, че съгласно текущите здравни норми рискът от вредно озонно въздействие върху хората в града е несъществен.

6. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Поради сериозните ограничения, които налага *SWP* върху проводимостта на устицата на листата и следователно върху усвояването на озон бе необходимо конструирането на модел, който да пресъздаде поведението на величината преди стартиране на измерванията. Комбинирането на баланса на почвена вода с особеностите на характеристичната крива ни позволи да създадем прост праметричен модел за интересувашата ни величина. Проверка и верификация на предложената методика бе

извършена в два различни полигона, с различни микроклиматични характеристики. Очакваното поведение на *SWP* на фона на почвените температура и поток топлина, обсъдено в предварителния анализ бе регистрирано. То бе използвано и при изясняване на периодите на несъответствие. Като цяло поведението на предложеният модел е повече от задоволително, като той успешно пресъздава особеностите в динамиката на интересуващата ни величина. Най-важното му качество е не само, че дава правдиви оценки за рестрикциите върху проводимостта на устицата в сухите, летни периоди, а и че не води до преекспониране на получените оценки относно риска от озоново увреждане за горските екосистеми.

При анализа на поведението на приземния озон в Плана показахме, че той притежава характерния за планинска-фонова станция обрънат денонощен ход. Видя се, че неговото поведение слабо зависи от посоката на вятъра и следователно измерените озонни концентрации се определят от основния поток като са показателни за съответната надморска височина. Това категорично затвърждава мнението, че измерените в Плана стойности могат да бъдат използвани като фонови-представителни такива за страната. В градската станция се видя, че приземният озон силно се влияе от местните процеси. Концентрацията му е тясно свързана със слънчевата радиация, развитието на локална циркулация и динамиката на АГС. Изяснено беше и влиянието на автомобилния трафик върху озоновите нива.

Показахме, че в планинската станция O_3 концентрации са значително над градските такива. За това в градската станция използваните индекси за оценка на озоновата опасност са около и под приетите критични стойности. Обратно, във фоновата превишението е многократно, което е сигурен знак за реалното съществуване на озоновия проблем за българските гори. Показан беше и ефектът от привеждане на озоновата концентрация до височината на гората, както и неговата необходимост. Сравнението на получените индекси с моделът на ЕМЕП доказва категорично нуждата от правилно моделиране на местните условия, в частност *SWP*.

Установихме също, че здравето на хората в гр.София не е изложено на вредно озоново въздействие съгласно приетите норми.

ОСНОВНИ ПРИНОСИ

- Решен е проблема с количественото оценяване на достъпната за растенията вода посредством моделиране на потенциала на водата в почвата (*SWP*) и ограниченията, които произтичат от неговите стойности върху газообмена през устицата на листата. Конструираният модел, със своята простота представлява нова методика за България и той може успешно да бъде прилаган при оценки на риска от засушаване и пожари. Показано е, че използването му на крие опасност от изкуствено завишаване при оценките на риска от озоново увреждане, съгласно утвърдената методика на усвоената доза.

- Потвърдена е съществената роля на радиационната компонента при оценка на пълното изпарение (ET). Показано е, че ефектът от неточностите при моделирането на радиационния баланс може да бъде компенсирен при моделирането на SWP.
- Анализирани са годишните и сезонни особености в хода на озоновата концентрация, като те са обвързани с поведението на съответните метеорологични параметри посредством физичните процеси, отговорни за динамиката на O₃. Получени са количествени оценки за тези връзки, като е показано тяхното доминиране в градската станция, с което се потвърждават известни научни факти.
- Показано е, че O₃ концентрации в града се влияят от локалните процеси, като е изяснено влиянието на автомобилния трафик и развитието на АГС. Потвърдено е предположението, че поведението на O₃ в планинската станция е характерно за фонова такава и следователно получените за нея оценки следва да бъдат представителни за тази надморска височина.
- Получени са оценки за риска от озоново увреждане на горските екосистеми, базирани върху най-съвременните подходи (използващи експозицията и отчитащи усвоения озон). Показана е необходимостта от корекция на озоновата концентрация и приносът и в оценките на риска. Подчергнати са преимуществата на потоквите оценки при правилното оценяване на озоновите ефекти върху растителността, особено в рестриктивни условия, а също и нуждата от правилен подбор на периодите на експозиция и акумулация. Независимо от избраният подход получените стойности се съгласуват с получените от паневропейските модели, като потвърждават съществуването на реална опасност за горските екосистеми в страната.

БЛАГОДАРНОСТИ

Благодаря на моя научен ръководител проф. дфн Евгени Донеv за интересната тематика, в която ме въведе, също и за неоченимата помощ оказал ми през годините на моята докторантура и безценните съвети и напътствия.

Специално искам да благодаря на физ. Данко Иванов за грижите, които той полагаше през тези години за измервателната апаратура, осигурявайки нейното безпроблемно функциониране и своевременно изпращане на данните към мен.

Благодаря на екипите от ИЕ (Институт по Електроника) и ИКИТ (Институт за Космически Изследвания и Технологии) към БАН за ползотворната съвместна работа.

Благодаря и на колегите от ЛТУ за помощта, оказвана ми при решаването на различни проблеми от областта на биологията и физиологията на растенията.

Благодаря и на всички колеги от катедра „Метеорология и геофизика“, които са ми помагали със съвети по време на моето обучение.

Благодаря и на моето семейство и приятели, които ме подкрепяха безрезервно.

Накрая искам да отбележа, че настоящата работа не би била възможна без финансовата основа осигурена по договор ДО 02-127/08 към фонд „Научни изследвания“ при МОМН.

СПИСЪК С ПУБЛИКАЦИИ:

Evgenieva Ts., Wiman B.L.B., Kolev N., Donev E., Ivanov D., Danchovski V., Petkov D., Grigorieva V., Kolev I.; (2010) Lidar, ceilometer and sun photometer investigation of the aerosol optical characteristics in the troposphere over Sofia, Bulgaria; *Compt. rend. Acad. bulg. Sci.*, 63, 8

Kolev N., Savov P., Donev E., Ivanov D., Blagoev A., Kaprielov B., Grigorieva V., Danchovski V., Kolev I.; (2010) Atmospheric boundary layer and surface ozone concentration study over Sofia area by lidar and ozonemeter; *Bulgarian Geophysical Journal* 36, 1-4: 3-17

Parvanova P., Tzvetkova N., Donev E., Ivanov D., Danchovski V. (2010) Ozone-induced reduction in foliage chlorophyll concentration of tobacco (*Nicotiana Tabacum L.*) cultivars in urban area; *Journal of International Scientific Publication: Ecology and Safety*, vol. 4, part 1, ISSN 1313-2563

Tassev Y., Assenovski S., Donev E., Ivanov D., Danchovski V. (2010) Comparative Analysis of Ground Level Ozone Distribution in Sofia and Plana Mountain During 2007-2009; *Compt. rend. Acad. bulg. Sci.*, 63, 10

Evgenieva TS., Wiman B.L.B., Kolev N., Savov P., Donev E., Ivanov D., Danchovski V., Kaprielov B., Grigorieva V., Iliev I., Kolev I. (2011) Three-point observation in the troposphere over Sofia-Plana Mountain, Bulgaria; *International Journal of Remote Sensing Volume 32, Issue 24 pages 9343-9363*

Tassev Y., Assenovski S., Donev E., Ivanov D., Danchovski V. (2011) Statistical Analysis of Ground Level Ozone and Meteorology Parameters in Bulgaria - Sofia and Plana Mountain; *Compt. rend. Acad. bulg. Sci.*, 64, 1

Grigorieva V., Kolev N., Donev E., Ivanov D., Mendeva B., Evgenieva TS., Danchovski V. and Kolev I. (2012) Surface and total ozone investigations in the region of Sofia, Bulgaria; *International Journal of Remote Sensing Volume 33, Issue 11 pages 3542-3556*

Danchovski V., Ivanov D., Blagoev A., Donev E. (2011) Parameterization and verification of soil water potential microclimatic model. Case study at Sofia and Plana stations; *Bulgarian Geophysical Journal* 37, 1-4: 37-47

Ivanov D., Lazarov D., Blagoev A., Danchovski V., Donev E. and Wiman B.L.B. (2011) A seventy nine day's time-series of Black Sea coastal ozone, aerosol, and meteorological parameters: statistical inter-relationships, and implications; *Bulgarian Geophysical Journal* 37, 1-4: 3-19

БИБЛИОГРАФИЯ:

1. Allen R.G., Jensen M.E., Wright J.L., Burman R.D., 1989, Operational estimates of reference evaporation, *Agronomy Journal* 81: 650-662
2. Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M., 1998, Crop evaporation. Guidelines for computing crop water requirements, Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome, Italy
3. Ashmore M., Emberson L., Karlson P. E., Pleijel H., 2004, Introduction for ozone deposition special issue, *Atmospheric Environment* 38: 2211-2212

4. Ashmore M. R., 2005, Assessing the future global impacts of ozone on vegetation, *Plant, Cell and Environment* 28: 949–964
5. Baldocchi D., 1997, Measuring and modelling carbon dioxide and water vapour exchange over a temperate broad-leaved forest during the 1995 summer drought, *Plant, Cell and Environment* 20: 1108-1122
6. Baumgarten M., Huber C., Buker P., Emberson L., Dietrich H.-P., Nunn A.J., Heerdt C., Beudert B., Matyssek R., 2009, Are Bavarian Forests (southern Germany) at risk from ground-level ozone? Assessment using exposure and flux based ozone indices, *Environmental Pollution* 157: 2091–2107
7. Donev E., Zeller K., Bojinov H., 1996, Ozone concentrations at the Bulgarian Govedartsis Ecosystem Site in Early Summer of 1994 and 1995, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-164, CA: Pacific Southwest Station, USDA, 11 pp
8. Donev E., Zeller K., Avramov A., 1997, Diurnal cycle of ozone concentration at a Bulgarian Mountain ecosystem site in the summer of 1996, *Long-Range Air Pollution: from Models to Policies, Proceedings from the Swedish-Bulgarian Workshop 19-23 October 1997, Sozopol, Bulgaria*
9. Donev E., Zeller K., Avramov A., 1998, Influence of valley winds on summertime ozone concentration at sloped mountain site in Bulgaria, *Journal of Balkan Ecology* 1-4: 58-64
10. Donev E., Ivanova D., Avramov A., Zeller K., 1999, Rank correlation approach to assessing influence of mountain valey winds on ozone concentration, *Journal of Balkan Ecology* 2-2: 79-85
11. Donev E., Zeller K., Avramov A., 2002, Preliminary background ozone concentrations in the mountain and coastal areas of Bulgaria, *Environmental Pollution* 117-2: 281-286
12. Emberson L., 2003, *Air Pollution Impacts on Crops and Forest- an introduction*, <http://www.worldscibooks.com/environsci/p244.html>
13. Emberson L.D., Ashmore M.R., Cambridge H.M., Simpson D., Tuovinen J.-P., 2000, Modelling stomatal ozone flux across Europe, *Environmental Pollution* 109: 403-413
14. Fisher J.B., DeBiase T.A., Ye Qi, Xu M., Goldstein A.H., 2005, Evapotranspiration models compared on a Sierra Nevada forest ecosystem, *Environmental Modelling & Software* 20: 783-796
15. Fortuin J.P.F., Kelder H., 1998, An Ozone Climatology Based on Ozonesonde and Satellite Measurements, *J. Geophys. Res. D* 103: 31709–31734
16. Fredlund D.G., Xing A., 1994, Equations for soil-water characteristics curve, *Canadian Geotechnical Journal* 31-3: 521-532
17. Fuhrer J., Booker F., 2003, Ecological issues related to ozone: agricultural issues, *Environment International* 29: 141– 154
18. Fuhrer J., Skarby L., Ashmore M. R., 1997, Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe, *Environmental Pollution* 1-2: 91-106
19. Grassi G., Magnani F., 2005, Stomatal, mesophyll conductance and biochemical limitations to photosynthesis as affected by drought and leaf ontogeny in ash and oak trees, *Plant, Cell and Environment* 28: 834-849
20. Grulke N.E., Preisler H.K., Fan C.C., Retzlaff W.A., 2002, A statistical approach to estimate ozone uptake of ponderosa pine in a Mediterranean climate, *Environmental Pollution* 119: 163–175
21. Hayes F., Mills G., Harmens H., Norris D., 2007, Evidence of Widespread Ozone Damage to Vegetation in Europe (1990–2006), *The ICP Vegetation reports to the Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*
22. Jarvis P. G., 1976, The interpretation of the Variations in Leaf Water Potential and Stomatal Conductance Found in Canopies in the Field, *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 273: 593-610
23. Jensen H.E., Jensen K.H., Rosbjerg D., 1991, *Plant Water Relationships and Evapotranspiration. Hydrological Interactions Between Atmosphere, Soil and Vegetation*, IAHS Publ. no. 204
24. Jonson J.E., Simpson D., Fagerli H., Solberg S., 2006, Can we explain the trends in European ozone levels?, *Atmos. Chem. Phys.* 6: 51–66
25. Karlsson P.E., Sellden G., Pleijel H., 2003, *Establishing Ozone Critical Levels II*, UNECE Workshop Report Göteborg, Sweden 19-22 November, 2002

26. Karlsson P.E., Uddling J., Braun S., Broadmeadow M., Elvira S., Gimeno B.S., Le Thiec D., Oksanen E., Vandermeiren K., Wilkinson M., Emberson L., 2004, New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone, *Atmospheric Environment* 38: 2283–2294
27. Krause G.H.M., Köllner B., Grünhage L., 2003, Effects of Ozone on European Forest Tree Species – A Concept of Local Risk Evaluation within ICP-Forests, In: *Establishing Ozone Critical Levels II*
28. Massman W.J., 2004, Toward an ozone standard to protect vegetation based on effective dose: a review of deposition resistances and a possible metric, *Atmospheric Environment* 38: 2323–2337
29. Matyssek R., Wieser G., Nunn A.J., Kozovits A.R., Reiter I.M., Heerdt C., Winkler J.B., Baumgarten M., Haberle K.-H., Grams T.E.E., Werner H., Fabian P., Havranek W.M., 2004, Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age and site conditions, *Atmospheric Environment* 38: 2271–2281
30. Matyssek R., Bytnerowicz A., Karlsson P.-E., Paoletti E., Sanz M., Schaub M., Wieser G., 2007, Promoting the O₃ flux concept for European forests trees, *Environmental Pollution* 146: 587-607
31. Matyssek R., Sandermann H., Wieser G., Booker F., Cieslik S., Musselman R., Ernst D., 2008, The challenge of making ozone risk assessment for forest trees more mechanistic, *Environmental Pollution* 156: 567–582
32. McNaughton K.G., Black T.A., 1973, A study of evapotranspiration from Douglas fir forest using the energy balance, *Water Resources Research*, 9(6): 1579-1590
33. Mediavilla S., Escudero A., 2003, Stomatal responses to drought at a Mediterranean site—a comparative study of co-occurring woody species differing in leaf longevity, *Tree Physiology* 23: 987–996
34. Mills G., 2004, ed. 2010 Mapping Critical Levels for Vegetation, Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
35. Mintz Y., Walker G. K., 1993, Global Fields of Soil Moisture and Land Surface Evapotranspiration Derived from Observed Precipitation and Surface Air Temperature, *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 32: 1305-1334
36. Monks P.S., 2000, A review of the observations and origins of the spring ozone maximum, *Atmospheric Environment* 34: 3545-3561
37. Monteith, 1965, *Evaporation and the environment*, XIXth Symposium Society for Experimental Biology, Academic Press, NY: 205 – 234
38. Monteith, 1981, *Evaporation and surface temperature*, Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 107(451): 1-27
39. MSC-W Data Note 1/2009, 2009, Transboundary air pollution by main pollutants (S,N,O₃) and PM in Bulgaria, EMEP/MSW
40. MSC-W Data Note 1/2010, 2010, Transboundary air pollution by main pollutants (S,N,O₃) and PM in Bulgaria, EMEP/MSW
41. MSC-W Data Note 1/2011, 2011, Transboundary air pollution by main pollutants (S,N,O₃) and PM in Bulgaria, EMEP/MSW
42. Musselman R.C., Lefohn A.S., Massman W.J., Heath R.L., 2006, A critical review and analysis of the use to exposure- and flux-based ozone indices for predicting vegetation effects, *Atmospheric Environment* 40: 1869–1888
43. Ordóñez C., Mathis H., Furger M., Henne S., Hüglin C., Staehelin J. and Prévôt A. S. H., 2004, Changes of daily surface ozone maxima in Switzerland in all seasons from 1992 to 2002 and discussion of summer 2003, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 4: 7047–7088
44. Paoletti E., Manning W.J., 2007, Towards a biologically significant and usable standard for ozone that will also protect plants, *Environmental Pollution* 150: 85-95
45. Penman H.L., 1948, Natural evaporation from open water, bare soil and grass, *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, 193(1032): 120-145
46. Priestley C.H.B., Taylor R.J., 1972, On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters, *Monthly Weather Review*, 100(2): 81-92

47. Raev I., Rosnev B., Alexandrov A., Popov E., Popov G., Lubenov T., Tsakov H., Mirchev P., Glushkova M., Spiridonov G., 2005, Inventory and strategy for sustainable management and protection of virgin forests in Bulgaria, PIN/MATRA/2002/011
48. Rana G., Katerji N., Mastroianni M., El Moujabber M., Brisson N., 1997, Validation of a model of actual evapotranspiration for water stressed soybeans, *Agricultural and Forest Meteorology* 86: 215-224
49. Rannik U., Keronen P., Mammarella I., Vesala T., 2008, Vertical advection and nocturnal deposition of ozone over a boreal pine forest, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 8: 18437–18455
50. Reich P.B., Amundson R.G., 1985, Ambient levels of ozone reduce net photosynthesis in tree and crop species, *Science* 230-4725: 566-570
51. Rico M., Gallego H.A., Moreno G., Santa Regina I., 1996, Stomatal response of *Quercus pyrenaica* Willd to environmental factors in two sites differing in their annual rainfall, *Ann Sci For* 53:221-234
52. Senik I.A., Elansky N.F., Belikov I.B., Lisitsyna L.V., Galaktionov V.V., Kortunova Z.V., 2005, Main Patterns of the Temporal Variability of Surface Ozone in the Region of the Town of Kislovodsk at 870 and 2070 m above Sea Level, *Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics* 41-1: 67–79
53. Sillman S. and Samson P. J., 1995, The impact of temperature on oxidant formation in urban, polluted rural and remote environments, *Journal of Geophysical Research* 100-D6: 11497-11508
54. Simpson D., Ashmore M.R., Emberson L., Tuovinen J.-P., 2007, A comparison of two different approaches for mapping potential ozone damage to vegetation. A model study, *Environmental Pollution* 146: 715-725
55. Stampfli, A. & Zeiter, M., 2008, Mechanisms of structural change derived from patterns of seedling emergence and mortality in a semi-natural meadow, *Journal of Vegetation Science* 19: 563-574
56. Tuovinen J.-P., Simpson D., Emberson L., Ashmore M., Gerosa G., 2007, Robustness of modelled ozone exposures and doses, *Environmental Pollution* 146: 578-586
57. Uddling J., Gunthardt-Goerg M.S., Matyssek R., Oksanen E., Pleijel H., Sellden G., Karlsson P.E., 2004, Biomass reduction of juvenile birch is more strongly related to stomatal uptake of ozone than to indices based on external exposure, *Atmospheric Environment* 38: 4709–4719
58. Walter I.A., Allen R.G., Elliott R.L., Howell T.A., Itenfisu D., Jensen M.E., Snyder R.L., 2005, The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation, ASCE-EWRI Task Committee Report, January, 2005
59. Wetzell P. J., 1986, Concerning the Relationship between Evapotranspiration and Soil Moisture, *Journal of Climate and Applied Meteorology* 26: 18-27
60. WHO, 2000, Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series No. 91
61. Wieser G., Havranek W.M., 1995, Environmental control of ozone uptake in *Larix decidua* Mill.: a comparison between different altitudes, *Tree Physiology* 15: 253–258
62. Zeller K., Donev E., Bojinov H., Nikolov N., 1997, Air pollution status of the Bulgarian Govedartsy ecosystem, *Environmental Pollution* 98-3: 281-289